

Vysoká škola báňská - Technická univerzita Ostrava

Hornicko-geologická fakulta

Institut environmentálního inženýrství

**Studium závislostí mezi hydrochemickými parametry  
a charakterem vegetace zvodnělých poklesových kotlin**

Study of correlation between hydrochemical water parameters and vegetation  
characteristics in flooded mine subsidences

disertační práce

Autor: **Mgr. Łukasz Pierzchała**

Školitel: **doc. Ing. Barbara Stalmachová, CSc.**

Studijní program: **Inženýrská ekologie**

Obor: **Ochrana životního prostředí v průmyslu**

Ostrava 2011

## **Abstrakt**

Disertační práce se zabývá výzkumem faktorů ovlivňujících charakter vegetace zvodnělých poklesových kotlin a zejména je zaměřena na hydrochemické parametry vod. V poklesových kotlinách má vodní prostředí vzhledem ke zvláštní genezi a intenzivnímu lidskému vlivu (rekultivační procesy z použití hlušiny) poněkud odlišný ráz od běžných stojatých povrchových vod. Tyto ekosystémy jsou často charakterizovány vysokým obsahem rozpuštěných látek, hlavně chloridů a síranů, a také mohou být ovlivněné procesem eutrofizace. Zároveň zvýšená salinita a přísun živin může mít významný vliv hlavně na vodní vegetaci, která je velmi citlivá na změny charakteru vodního prostředí. Proto jsou makrofyty jedním ze základních elementů při hodnocení ekologického stavu vodních ekosystémů. V mělkých nádržích má vodní vegetace indikační vlastnosti, ale může také významně ovlivnit kvalitu vody, čímž přispívá ke zlepšení jejího ekologického stavu. Proto bylo cílem práce hodnocení aktuálního ekologického stavu vybraných poklesových kotlin a stanovení optimálního využití vegetace k hydrickým rekultivacím těchto ekosystémů.

Ke studiu bylo vybráno 9 reprezentativních zvodnělých poklesových kotlin v oblasti Karvinska. Analýzou závislostí mezi charakterem vegetace a proměnnými prostředí byly zkoumány zejména faktory ovlivňující variabilitu vodních makrofyt, a také význam sledovaných hydrochemických parametrů a biologických prvků na kvalitu vodního prostředí. Bylo zjištěno, že jak salinita, tak podíl vodní vegetace, patří k důležitým faktorům ovlivňujícím charakter vodního prostředí na zkoumaných lokalitách. Na základě dosažených závěrů bylo vypracováno doporučení pro řešení hydrických rekultivací zvodnělých poklesových kotlin.

## **Klíčová slova**

zvodnělé poklesové kotliny, vodní vegetace, ekologický stav, rekultivace

## **Abstract**

Doctoral thesis is devoted to the study of factors that have influence on the vegetation characteristic in flooded mine subsidence. Mainly is focused on hydrochemical water parameters. Waters in flooded mine subsidences because of their specific genesis and influence by anthropogenic activity have different character in comparison to normal fresh waters. These biotops are frequently characterised by high content of dissolved substances, mainly chlorides and sulphates and can be influenced by process of eutrophication. Increased salinity and nutrient concentration can have a significant impact mainly on aquatic vegetation which is very sensitive to changes in the characteristic of the aquatic environment. Therefore, macrophytes are one of the key elements in assessing the ecological state of aquatic ecosystems. In shallow tanks, aquatic vegetation has not only indicate properties but can also significantly affect water quality thus contributing to improve its ecological state. Therefore, the aim of research was to assess the current ecological state of selected flooded mine subsidence, determining the optimal use of vegetation in hydric reclamation in this kind of ecosystems. For the study nine representative flooded mine subsidences were chosen in Karvina territory.

Through the analysis of the vegetation character and environmental variables were especially investigated correlation between factors influencing variability of aquatic macrophytes, importance of observed hydrochemical parameters and biological elements on the aquatic environment quality. It was found that both the salinity and the share of aquatic vegetation are important factors influencing character of the aquatic environment in the researched locations. On the conclusions of this work there were prepared recommendations for hydric reclamation of flooded mine subsidence ecosystems.

## **Key words**

flooded mine subsidence, aquatic vegetation, ecological state, reclamation

## **Čestné prohlášení**

„Prohlašuji, že jsem celou disertační práci vypracoval samostatně, podle pokynů školitele, s použitím uvedené literatury, v souladu se Směrnicí děkana č. 1/2010 Disertační práce a autoreferát a v souladu se Studijním a zkušebním řádem pro studium v doktorských studijních programech Vysoké školy báňské – Technické univerzity Ostrava.

V souladu s §47a zákona č. 111/1998 Sb. o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů souhlasím s publikováním textu své práce na webové stránce HGF VŠB-TU Ostrava.

V Ostravě 31. 7. 2011

Mgr. Łukasz Pierzchała

## **Poděkování**

Rád bych touto cestou poděkoval doc. Ing. Barbaře Stalmachové, CSc. za cenné rady a odborné vedení této práce.

Děkuji Edytě Sierce PhD. za odborné konsultace.

Stejně tak bych chtěl poděkovat Laboratoři Institutu geologického inženýrství za provedené laboratorní analýzy.

Zároveň děkuji i své rodině, přátelům za morální podporu a také bratru Wiktorovi za výpomoc při terénních pracích.

Dále bych rád poděkoval za finanční podporu v rámci grantu IGS 2009 s názvem „Hodnocení významu břehových porostů a vegetace poklesových kotlin v procesu obnovy krajiny z hlediska trvale udržitelného rozvoje hornické krajiny” a grantu SGS 2010 s názvem „Hodnocení účinnosti provedených rekultivací zvodněných poklesových kotlin na základě charakteristiky fyto- a zoocenóz”. Díky této podpoře vznikly významné části této práce.

# Obsah

Seznam obrázků, tabulek a příloh

Seznam zkratk

1 Úvod a cíl .....	1
2 Zvodnělé poklesové kotliny .....	3
2.1 Geneze a význam .....	3
2.2 Rekultivace zvodnělých poklesových kotlin .....	5
2.2.1 Obnova metodou technicko-biologickou .....	5
2.2.2 Rekultivace metodou spontánní sukcese .....	7
2.2.3 Metoda řízené sukcese .....	9
2.4 Charakteristika vod zvodnělých poklesových kotlin .....	11
2.4.1 Vliv salinity na vodní vegetace .....	12
2.4.2 Eutrofizace a charakter vodní vegetace .....	13
3 Význam vodní vegetace pro zlepšení kvality vod .....	15
4 Přírodní podmínky území .....	17
4.1 Geografické a geologické poměry .....	17
4.2 Pedologické poměry .....	17
4.3 Hydrologické poměry .....	18
4.4 Klimatologické podmínky .....	18
4.5 Vegetační charakteristika .....	19
5 Metodika .....	21
5.1 Výběr lokalit .....	21
5.2 Charakteristika výzkumných ploch .....	21
5.3 Stanovení hlavních hydrochemických parametrů vybraných lokalit .....	28
5.4 Analýza vegetace litorálu zvodnělých poklesových kotlin .....	29
5.5 Statistické zpracování dat .....	30
5.6 Hodnocení ekologického stavu .....	31
6 Výsledky .....	32
6.1 Hydrochemické parametry vod .....	32

6.2 Charakter vegetace.....	37
6.3 Analýza závislosti mezi hydrobiologickými a hydrochemickými parametry .....	40
6.4 Hodnocení ekologického stavu .....	45
7 Diskuse .....	46
8 Návrh hydrické rekultivace .....	58
9 Závěr .....	60
10 Soupis bibliografických citací.....	61
11 Seznam vlastních prací vztahujících se k tématu disertace .....	69
12 Přílohy.....	70

## Seznam obrázků, tabulek a příloh

Obrázek 1 Sukcesní schéma spontánního vývoje vegetace v okolí zvodnělých poklesových kotlin.....	8
Obrázek 2 Lokalizace výzkumných ploch.....	22
Obrázek 3 Výzkumná plocha č. 1- Bartošůvka .....	22
Obrázek 4 Výzkumná plocha č. 2 - Pod lesem .....	23
Obrázek 5 Výzkumná plocha č. 3 – František .....	24
Obrázek 6 Výzkumná plocha č. 4 – Barbora.....	24
Obrázek 7 Výzkumná plocha č. 5 - U cesty. ....	25
Obrázek 8 Výzkumná plocha č. 6 – U Solecké.....	26
Obrázek 9 Výzkumná plocha č. 7 - Darkovské moře.....	26
Obrázek 10 Výzkumná plocha č. 8 – Velký Myškovec (Za kostelem).....	27
Obrázek 11 Výzkumná plocha č. 9 - Mlýnské rybníky.....	28
Obrázek 12 Shlukovací analýza hydrochemické podobnosti jednotlivých lokalit. ....	32
Obrázek 13 Analýza rozdílu mezi rozsahem R.L., vodivosti, $\text{KNK}_{4,5}$ , $\text{Ca}^{2+}$ , $\text{Mg}^{2+}$ , $\text{HCO}_3^-$ , chloridů a síranů na jednotlivých výzkumných plochách.. ....	34
Obrázek 14 Analýza rozdílu mezi rozsahem Pcelk a Ncelk na jednotlivých stanovištích..	34
Obrázek 15 Analýza rozdílu mezi rozsahem N.L. a TOC na jednotlivých výzkumných plochách.....	35
Obrázek 16 Analýza rozdílu mezi rozsahem SD, pH, T a $\text{O}_2$ na jednotlivých stanovištích. ....	36
Obrázek 17 Shrnutí průměrných procentuálních podílů syngenetických skupin druhů na jednotlivých lokalitách .....	37
Obrázek 18. Výsledek analýzy hlavních komponent (PCA)- Variabilita podílu syngenetických tříd a její vztažitelnost na hydromorfologické parametry břehu.. ....	38
Obrázek 19 Procentuální podíl vodních druhů na jednotlivých lokalitách. ....	39
Obrázek 20 Shlukovací analýza podobnosti jednotlivých lokalit na základě podílu vodních druhů rostlin. ....	40
Obrázek 21 Rozsahy výskytu vodních druhů rostlin k nejdůležitějším sledovaným hydrochemickým ukazatelům vod.. ....	42
Obrázek 22 Procentuální podíl ekologických skupin vodní vegetace.....	43
Obrázek 23 Výsledek analýzy hlavních komponent (PCA)- variabilita vodní vegetace a její vztažitelnost na proměnné vodního prostředí.. ....	44



Tabulka 1 Hydromorfologické parametry lokality Bartošůvka .....	23
Tabulka 2 Souhrn hydromorfologických parametrů lokality Pod lesem .....	23
Tabulka 3 Hydromorfologické parametry lokality František .....	24
Tabulka 4 Souhrn hydromorfologických parametrů lokality Barbora .....	25
Tabulka 5 Hydromorfologické parametry lokality U cesty .....	25
Tabulka 6 Souhrn hydromorfologických parametrů lokality U Solecké .....	26
Tabulka 7 Hydromorfologické parametry lokality Darkovské moře .....	27
Tabulka 8 Souhrn hydromorfologických parametrů lokality Velký Myškovec .....	27
Tabulka 9 Hydromorfologické parametry lokality Mlýnské rybníky .....	28
Tabulka 10 Hydrochemické ukazatele stanovené v měsíčních intervalech .....	29
Tabulka 11 Souhrn vztahů mezi hydromorfologickými, hydrochemickými parametry vod ve zvodnělých poklesových kotlinách. ....	32
Tabulka 12 Souhrn vztahů mezi parametry vod. ....	36
Tabulka 13 Analýza vztahů mezi syngenetickými skupinami druhů a parametry břehu. ....	38
Tabulka 14 Souhrn vztahů mezi podílem vodních druhů rostlin a různými proměnnými ..	42
Tabulka 15 Analýza vztahů mezi podílem jednotlivých vodních skupin druhů a ukazateli vod .....	44
Tabulka 16 Souhrn hodnocení ekologického stavu jednotlivých lokalit –hraniční hodnoty pro jednotlivé parametry.....	45

Příloha A Souřadnice jednotlivých odběrových míst.....	70
Příloha B Souřadnice jednotlivých transektů.....	71
Příloha C Statistické hodnoty sledovaných hydrochemických ukazatelů na jednotlivých lokalitách.....	72
Příloha D Průměrný podíl zaznamenaných druhů na jednotlivých lokalitách a jejich příslušnost k fytocenologickým třídám .....	75

## **Seznam zkratek**

CCA	= Canonical Correspondence Analysis (kanonická korespondenční analýza)
DOC	= Dissolved organic carbon (rozpuštěný organický uhlík)
KNK4.5	= kyselinová neutralizační kapacita do pH 4,5 (celková alkalita)
MFI	= Macrophytoindication method
MLS-IER	= Modified local soil induced ecological restoration
N. L.	= Nerozpuštěné látky
Ncelk	= Celkový dusík
PCA	= Principal Component Analysis (analýza hlavních komponent)
Pcelk	= Celkový fosfor
R.L.	= Rozpuštěné látky
SD	= Secchi disk (průhlednost vody)
T	= Teplota
TOC	= Total organic carbon (celkový organický uhlík)
UPGMA	= Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean (metoda párování pomocí nevážených aritmetických průměrů)
ZPK	= Zvodnělé poklesové kotliny

## 1 Úvod a cíl

Dobývání uhlí na řízený zával v Horním Slezsku se na povrchu projevuje významnými přímými i nepřímými dopady na prvky a složky přírodního prostředí. Významně se mění vodní režim, způsobující zaplavení míst tam, kde dochází k poklesu povrchu země nad exploatovaným ložiskem (Kaszowska 2007). Zvodnělé poklesové kotliny se stávají antropogenními vodními nádržemi (Sierka et al. 2008). To vede ke změně způsobu využití krajiny, projevy poklesů jsou často spojeny s výraznými ztrátami v infrastruktuře, zemědělství a lesnictví. Z ekonomického hlediska je to negativní jev, který vede k devastaci velké plochy nad těženými ložisky (Makohuzová 2001). Také z ekologického hlediska tento proces vede k hlubokým změnám v původních ekosystémech. Vznik zvodnělé poklesové kotliny vede ke zničení původní vegetace, což často způsobí obecný pokles biodiverzity a vytvoření prostoru pro iniciální ekosystémy vázané na vodní a zvodnělé biotopy.

V souladu s platnými právními předpisy v Polsku a v České republice jsou zvodnělé poklesové kotliny považovány za důlní škody, které by měly být napravené pomocí rekultivací. Rekultivace zvodnělých území prováděných od 50. let dvacátého století vedly k úplnému odstranění těchto objektů, nejčastěji jejich zasypáním hlušinou. V další etapě byly tyto plochy převedeny na ornou půdu nebo zalesněny (Sierka et al. 2008). Zvodnělé poklesové kotliny byly často využívány také k ukládání uhelných kalů a elektrárenských popílků hydraulickou cestou (Raclavská et al. 2003). V současné době se stále více uznává ekologická hodnota těchto antropogenních vodních nádrží, tj. Upřednostňují se tzv. hydrické rekultivace – poklesové kotliny jsou rekultivovány na vodní plochu. Současně je uznáván důležitý bioceno-tvůrčí význam zvodnělých poklesových kotlin, které nebyly rekultivované a u kterých se vegetace a celá biocenóza vyvíjí spontánně. Zvodnělé poklesové kotliny antropogenního původu podléhají stejným procesům, jaké probíhají v přírodních vodních nádržích a dochází v nich ke spontánní sukcesi vegetace (Buszman et al. 1993, Stalmachová et al. 2003, Jankowski - Molenda 2007).

Z ekologického a ekonomického hlediska patří k nejvýznamnějším otázkám kvalita vody těchto vodních ekosystémů (Raclavská et al. 2003). Výsledky provedených studií (Toivonen - Huttunen 1995, Heegaard et al. 2001, Trites - Bayley 2009) ukazují, že vodní

vegetace je velmi citlivá na fyzikálně-chemické vlastnosti vody. Proto se v posledních letech poměrně úspěšně zavádí metody indikace kvality vody v přírodních nádržích na základě výskytu pobřežních a hlavně vodních druhů rostlin. V mělkých nádržích má vodní vegetace indikační vlastnosti, ale také může významně ovlivnit kvalitu vody, čímž přispívá ke zlepšení jejich ekologického stavu (Scheffer 1998, Ciecierska 2008). Dosažení stavu s dominancí makrofyt v procesu hydrických rekultivací vede ke zlepšení kvality vody a zajišťuje dobrý ekologický stav vody a nádrže (Moss 1998, 2007).

Ve srovnání s přírodními vodními ekosystémy se mohou zvodnělé poklesové kotliny vzhledem ke zvláštní genezi a intenzivnímu lidskému vlivu (rekultivační procesy) vyznačovat vyšším stupněm mineralizace a eutrofizace vod (Raclavská et al. 2003, Strzelec, Spyra - Serafiński 2010). Stanovení optimálního využití vegetace pro hydrické rekultivace mimo jiné vyžaduje znalost jejich závislostí a nároků na hydrochemické parametry ve zvodnělých poklesových kotlinách hornické krajiny a také způsob, jakým jsou jednotlivé druhy schopny ovlivňovat ekologický stav těchto antropogenních vodních ekosystémů. Z těchto požadavků vychází dílčí cíle mé doktorské práce:

- Určení podmínek stanoviště, které významně ovlivňují charakter vegetace.
- Určení preferencí jednotlivých vodních druhů a jejich ekologických skupin ve vztahu k hydrochemickým gradientům prostředí.
- Na základě charakteru vegetace a sledovaných ukazatelů vod určit aktuální ekologický stav zkoumaných stanovišť.

Hlavním cílem práce je na základě zjištěných dat, vyhodnocení a výsledků vypracovat soubory doporučení pro praktická využití v procesech hydrických rekultivací. Doporučení jsou směřována k zapojení ZPK do území s cílem vytvořit přírodě blízké a ekologicky stabilizující krajinné prvky.

## **2 Zvodnělé poklesové kotliny**

### **2.1 Geneze a význam**

V oblasti Horního Slezska probíhá těžba černého uhlí metodou na řízený zával. Volný prostor, který vzniká v důsledku vytěžení uhlí a hlušiny, je záměrně zavalován. Účinkem takových opatření je deformování nadložní horniny, což vede k poklesu terénu nad těženým ložiskem (Makohuzová 2001). Charakter těchto deformací závisí na hloubce těžby a charakteru geologického prostředí. Diskontinuální deformace se vyskytují na relativně malé ploše, formou kráterů, příkopů, štěrbin a prahů. Naopak kontinuální deformace jsou charakterizovány poklesem na větší ploše a mírným sklonem břehů. Deformace povrchu reliéfu urbanizovaných oblasti vede k nákladným opravám poškozených staveb, především budov a inženýrských sítí (Maciak 2003). Škody v zemědělství a lesnictví jsou spojeny především se změnou vodního režimu. Poklesy povrchu terénu v závislosti na hladině podzemní vody umožňují změny charakteru stanoviště, díky tomu dochází k zvodnění půd a např. v lesnictví to vede k nutnosti změny cílové dřeviny, v zemědělství často přítomnost vody v dolní části profilu vede ke zvýšení produktivity a zlepšení kvality půdy. Další zvyšování hladiny podzemní vody na povrchu poklesu vede k zaplavení, což vede ke změně orné půdy v méně produktivní pastviny nebo louky. Kontinuální deformace v případě, kdy se blízko povrchu nacházejí nepropustné vrstvy, způsobuje hromadění vody z povrchového a podzemního odtoku, tak se vytváří zvodnělé poklesové kotliny. Tyto antropogenní nádrže se charakterizují poměrně malou hloubkou, pravidelným tvarem, jemným sklonem břehu a plochým dnem (Jankowski 1986, Jankowski - Molenda 2007).

Uvedený typ transformací vede ke změnám zemědělského a lesního půdního fondu a k zatopení funkčního pozemku (Greszta - Morawski 1972). Ekonomicky je tento jev chápán jako negativní, protože vede k degradaci půd poměrně rozsáhlých území (v závislosti na dobývacím prostoru). Na druhou stranu, výsledkem těchto změn je vývoj nových mokřadních a vodních stanovišť v území, kde nebyly podmínky pro jejich přirozený vznik. Výzkumem, prováděným mimo jiné Buszmanem a kol. (1993), Tokarską-Guzikem - Rostańskim (1996), Stalmachovou (2003) se zjistilo, že zvodnělé poklesové kotliny mají potenciál stát se nezvykle důležitým prvkem v krajině, v příznivých podmínkách dochází k přirozené obnově životního a přírodního prostředí. Vlivem

spontánní sukcese a odpovídající hydrické rekultivace mohou mokřady a vodní plochy – poklesové kotliny - v krajině plnit významné funkce biocenter hydrické řady. Stávají se součástí migračních cest vodních ptáků, jsou biotopem řady zvláště chráněných druhů rostlin a živočichů, často se stávají součástí přirozených nadregionálních a regionálních biokoridorů (odpočívadla a hnízdiště vodních ptáků apod.). Některé fungují jako refugia - útočiště pro řadu druhů rostlin a živočichů, často vzácných a ohrožených (s národním, evropským i celosvětovým významem), a tím se podílejí na zvyšování druhové diverzity.

Vody poklesových kotlin se stávají biotopem mimo jiné také pro mnoho druhů ryb (Szczepanek 2003). Je to místo rozmnožování živočichů, zejména obojživelníků, které omezují populace hmyzích škůdců v lesních a zemědělských kulturách. Významně se optimalizuje retence území (protipovodňová ochrana, malý oběh vody v krajině). V neposlední řadě jsou důležité estetické vlastnosti a možnosti rekreace (Buszman et al. 1993).

Optimálně zrekultivované a správně fungující zvodnělé poklesové kotliny mohou představovat ekonomické hodnoty na základě plnění následujících funkcí:

- zlepšení kvality povrchových vod (dlouhodobé ukládání živin a organické hmoty) (Mitsch 2007);
- možné zdroje technické vody pro průmysl nebo požární vody pro ochranu lesních oblastí;
- tvorba příznivého mikroklimatu a vliv na čištění vzduchu od prašných částic (Buszman et al. 1993);
- budování rybolovných a rybochovných nádrží.

V současné době lze rozlišit tři typy rekultivací poklesových kotlin:

- umělá - na základě využití technických a technologických postupů a metod;
- přírodní - zahrnující využití spontánní vegetace;
- kombinovaná – využívá přirozené procesy a aplikuje je při sanacích a rekultivacích - řízená sukcese.

## 2.2 Rekultivace zvodnělých poklesových kotlin

### 2.2.1 Obnova metodou technicko-biologickou

Rekultivace zvodnělých poklesových kotlin je obecně prováděna metodou technicko-biologické rekultivace směrem k vytvoření vodních ploch nebo směrem k následnému využití jakožto průmyslové, lesní a zemědělské plochy. Druhý postup (průmyslová, lesnická nebo zemědělská rekultivace) spočívá v úplném odvodnění plochy a následném zasypaním poklesu (nejčastěji hlušinou), což znamená absolutní zánik původního stanoviště. Pokud je objekt v kontaktu s technickou infrastrukturou, připravená plocha může být využita také pro lehký nebo těžký průmysl (Stalmachová 1996). Ostatní plochy vystavené procesu nahrazení půdy technickými nebo biologickými metodami potom vedou ke správě objektu ve směru lesnickém či zemědělském.

Rekultivace směrem k vytvoření vodních ploch je vedena následujícím postupem:

- úprava hydrických poměrů;
- výstavba příjezdových cest;
- kontrola hloubky a tvaru dna;
- pečlivé tvarování břehu využitím posttěžebního odpadu (hlušiny).

V důsledku sanací břehů a kotlin materiály jako jsou pískovce, břidlice nebo jílovce, dochází ke změně v profilu břehového materiálu. Okraje nádrže se stávají strmějšími, což v kombinaci s typem substrátu prakticky neumožňuje spontánní rozvoj pobřežních porostů (Molenda - Rrzętała 2001).

Proto se často v další fázi rekultivace hlušina překrývá zúrodnitelnými zeminami a dále se provádí výsadba s využitím příslušných druhů rostlin. S listnatých stromů jsou používány: *Fraxinus excelsior*, *Quercus robur*, *Q. rubra*, *Q. petraea*, *Carpinus betulus*, *Acer negundo*, *Populus sp.*, *Alnus glutinosa* a *A. incana*. Výsadba je prováděna ve sponu 1x1 m nebo 1,2-1,5 x 0,8 m, často je také prováděn výsev travních směsí za účelem stabilizace a zajištění svahu proti erozi (Stalmachová 1996).

Rekultivace technicko-biologickými metodami poměrně rychle vede k obnově výrobní a produktivní hodnoty oblasti, ale vyžaduje obrovské finanční výdaje. Použití hlušiny působí destruktivně na pobřežní vegetaci a tím na mnoho chráněných druhů a jejich stanovišť. Současně vytváří podmínky pro ruderalní druhy rostlin. Tyto úpravy jsou tedy



Mgr. Łukasz Pierzchała: Studium závislostí mezi hydrochemickými parametry  
a charakterem vegetace zvodnělých poklesových kotlin

v rozporu se zákonem o ochraně přírody. Používání introdukovaných druhů rostlin, např. *Acer negundo* a *Quercus rubra*, způsobí nekontrolované šíření pro domácí flóru netypických druhů a v důsledku toho i postupné vytlačování autochtonních rostlin. Tento postup často vede ke snížení biodiverzity a ekologické stability (Stalmachová 1992).

Vážným negativním dopadem na vodní prostředí, který vyplývá z ukládání hlušin na březích zvodnělých poklesových kotlin, je uvolnění velkého množství rozpuštěných solí, především síranů, chloridů a sodných iontů. Toto je spojeno s procesem vyluhování hlušiny a působí významně na degradaci vod (Molenda - Rzętała 2001).

Vzhledem k tomu, že je klasická technicko-biologická rekultivace nákladná a v mnoha případech neposkytuje očekávané výsledky, nebyla zejména v uplynulém období řada oblastí, narušených těžbou, předmětem tohoto druhu sanace a jejich vývoj pokračoval procesem spontánní sukcese. Analýza takto vzniklých ekosystémů ukázala vysokou efektivitu tohoto procesu a možnost jeho využití při rekultivaci. Je-li objekt záměrně ponechán "přírodním silám" a lidské snahy jsou omezené jen na pozorování procesů, hovoříme o sanaci metodou spontánní sukcese.

### 2.2.2 Rekultivace metodou spontánní sukcese

Zvodnělé poklesové kotliny s antropogenní genezí od svého vzniku podléhají stejným přírodním procesům, jaké probíhají v přírodních nádržích. Hlavními faktory, které způsobují změny v pobřežní zóně přírodní nádrže, jsou: tvar a expozice břehu, hloubka a velikost nádrže, vlny a sukcese vegetace (Molenda - Rzętała 2001).

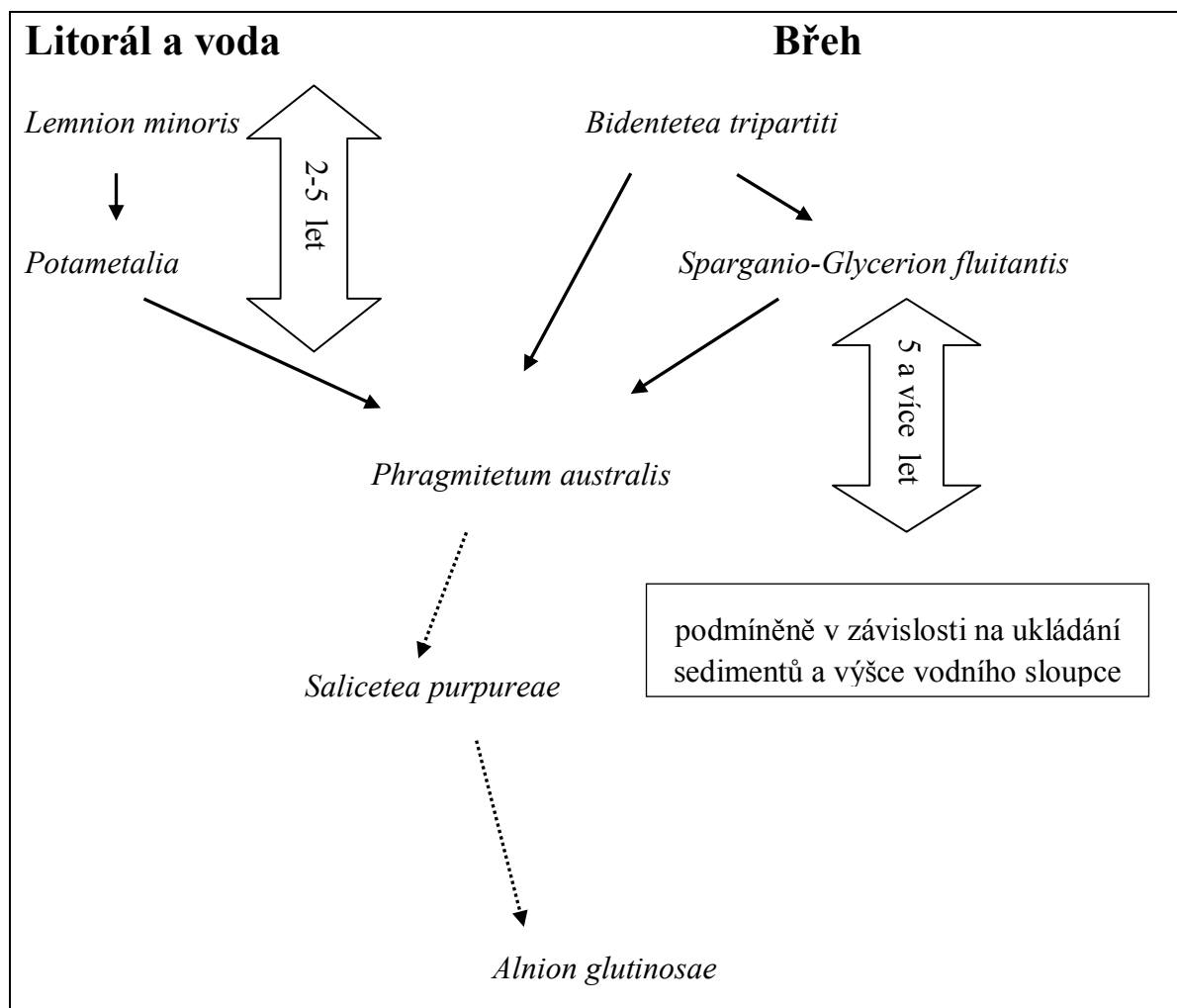
Prvními kolonizátory v pobřežní zóně zvodnělých poklesových kotlin jsou druhy charakteristické pro třídy *Lemnetea minoris* a *Bidentetea tripartiti*. Díky zvýšenému obsahu živin v půdě na březích nádrže se tvoří společenstva s převahou druhů charakteristických pro fytocenózy *Sparganio-Glycerion fluitantis*. V následující fázi se vyvíjejí porosty asociací třídy *Phragmitetea* s druhy *Rorripa amphibia*, *Alisma plantago-aquatica*, *Eleocharis palustris*, *Butomus umbellatus*, *Sparganium emersum* (Stalmachová 2001).

Společenstvy, která často vznikají jako II. nebo III. stadium sukcese vegetace na březích poklesových kotlin, jsou fytocenózy rákosů s dominancí *Phragmites australis*, *Typha latifolia* nebo *T. angustifolia* (Stalmachová 2001). Jsou to společenstva svazu *Phragmition australis* se širokou ekologickou amplitudou a s významnou expanzivností. Díky značné ekologické produktivitě fytocenózy plní významnou funkci v procesech oživení vodních nádrží (Matuszkiewicz 2005).

Prvními fanerofyty, která zahajují proces tvorby keřových společenstev na březích a v blízkosti vodních ploch, jsou charakteristické druhy třídy *Salicetea purpureae*, jako např.: *Salix fragilis*, *S. alba*, *S. cinerea*.

Klimaxovými lesními společenstvy, která vznikají v těchto podmínkách, jsou fytocenózy podsvazu *Alnenion glutinosae*, charakterizované přítomností: *Alnus glutinosa*, *Caltha palustris*, *Filipendula ulmaria*, *Glyceria maxima*, *Iris pseudacorus*, *Lythrum salicaria*, *Humulus lupulus*, *Symphytum officinale*, *Carex gracilis*, *C. brizoides*, *C. elongata*, *Calla palustris* (Stalmachová 1998, 2001, 2003).

Pozorované sukcesní schéma v procesu spontánní sukcese ukazuje obr. 1.



Obrázek 1 Sukcesní schéma spontánního vývoje vegetace v okolí zvodnělých poklesových kotlin  
(Stalmachová et al. 2003)

Rekultivace prováděna cíleně s využitím procesů spontánní sukcese nevyžaduje velké finanční výdaje, současně se vytvářejí terénní laboratoře, ve kterých lze pozorovat přírodní procesy, jež ve většině případů vedou k mnohem (zdá se) odolnějším ekosystémům. Nicméně, tento proces probíhá poměrně pomalu, a stále je zde snaha vyvinout metody pro urychlení spontánní sukcese, s cílem jejich použití v sanaci.

### 2.2.3 Metoda řízené sukcese

Tato metoda je pokusem o vývoj technologie, která se snaží spojit technicko-biologické postupy s procesem spontánní sukcese, s cílem obnovy přírodní a užitné hodnoty. Velká pozornost je věnována ochraně a zachování druhové rozmanitosti rostlin a živočichů (Stalmachová - Frank 2003). Metodika rekultivací vychází z přesného výzkumu charakteru objektu. Výchozím bodem je posoudit aktuální a potenciální hodnotu území a pak prováděním rekultivačních postupů urychlit proces sukcese vyloučením nežádáných a podporou požadovaných druhů. Tento efekt je dosažen následujícími operacemi:

- změnou stanoviště (úrodnost půdy, vlhkost, pH);
- odstraněním rostlin nebo jejich částí (řezání, pastva, vypalování, kácení, chemicky);
- změnou semenné banky (osev);
- výsadbou (celé rostliny nebo jejich části);
- podporou žádoucích druhů stromů (mykorrhizní očkování).

V případě zvodnělých poklesových kotlin se rekultivační snahy opírají o následující činnosti:

1. zachování aktuální vegetace a její směřování směrem k vlhkým lužním lesům;
2. částečné zatravnění břehů s výsadbou keřů společenstev *Berberidion* a řádu *Prunetalia fruticosae*;
3. vytvoření optimálních podmínek pro rozvoj rákosů – společenstva třídy *Phragmitetea*, svazu *Phragmition* – společenstva sladkovodních stojatých vod, *Sparganio-Glycerion fluitantis* (pobřežní společenstva malých vodních toků a ploch), *Magnocaricion* (fytocenózy vysokých ostřic na pobřeží stojatých vod). Rákosové porosty jsou významné z hlediska prostorového a ochranného, ale i jako místo pro hnízdění a úkryty ptáků, prostor pro ryby, plazy a obojživelníky. Díky vysoké produktivitě fungují jako kořenové čističky, které pozitivně ovlivňují stav vod. Značná hustota těchto fytoocenóz zvláště dobře snižuje výpar vody z nádrží;

4. ponechání suchých stromů a hromad suchých větví v neexponovaných částech – vytvoření hnízdních prostor pro ptáky a další organismy;
5. pozorování vývoje společenstev vodních hladin – svazu *Lemnion minoris* (fytocenózy okřehků a plovoucích rostlin), *Utricularion vulgaris* (společenstva plovoucích a částečně ponořených masožravých rostlin), *Nymphaenion albae* (společenstva zakořeněných rostlin s listy plovoucími na hladině), řádu *Potametalia* (společenstva rdestů). Následuje reintrodukce nebo spontánní ecese zvláště chráněných druhů;
6. výsadba keřů svazu *Berberidion* s cílem vytvořit prostor pro hnízdění a potravinové zdroje pro malé ptáky, savce a především hmyz;
7. zatravnění zemědělské půdy v okolí poklesové kotliny. Složení mnohodruhé travní směsi by mělo odpovídat společenstvům třídy *Molinio-Arrhenatheretea*. Jsou to vysokoproduktivní louky o velké biodiverzitě na vlhkých stanovištích. Na tento typ společenstev jsou vázány ohrožené druhy ptáků, jako jsou např. *Crex crex*, *Ciconia nigra*, *Aquila pomarina* a *Asio flammeus*. Velký počet květnatých rostlin přitahuje hmyz (*Colias myrmidone*, *Euphydryas aurinia*, *Coenonympha oedippus*, *Lycaena dispar* a *Maculinea teleius*). Louky tohoto typu dodávají také seno vysoké hodnoty. V mikroplochách se stagnující vodou je prostor pro ostřicové a vlhké louky;
8. ve spolupráci s rybářským svazem se vysazují nosné druhy autochtonní ichtyofauny, které omezují rozvoj fytoplanktonu, rozvíjejí potravní řetězce a vytváří tak rovnovážný a produktivní ekosystém. Proces přirozeného zarybnování a spontánní sukcese organismů zvýší kvalitu a druhovou diverzitu nově vytvářeného ekosystému (Stalmachová et al. 2003).

Řízená sukcese je metodou ekologické obnovy krajiny ovlivněné hornickou činností s cílem obnovy ekologické stability a celkové ochrany biologické rozmanitosti v území. Metoda představuje přírodě blízký přístup při sanacích recentních poškozených prvků ve volné krajině. Vychází přitom z autoregeneračních schopností vegetace a z přirozených procesů obnovy biocenóz (Stalmachová 1998, 2003).

Jedním z nejdůležitějších cílů procesu rekultivace je zajištění odpovídající kvality vody. Ve zvodnělých poklesových kotlinách je to jedna ze základních podmínek, aby byla splněna jejich funkce významného ekologického prvku, který může přinášet ekonomický zisk a také optimalizovat rekreační využití.

## **2.4 Charakteristika vod zvodnělých poklesových kotlin**

Voda v poklesech území se hromadí v případě výskytu nepropustných útvarů v nadloží slojí, z povrchového a podzemního odtoku. Tak vznikají bezodtokové antropogenní nádrže. Některé se nacházejí v údolích menších vodních toků (rozlivové, částečně nebo zcela průtočné kotliny), nicméně obecně se jedná o ekosystémy s více nebo méně stagnující vodou (Molenda 2006).

Protože nejčastěji při vzniku poklesu nedochází k přerušení nepropustných vrstev, dominantním typem podzemní vody, která zásobuje tento typ nádrže, je podzemní voda z nenasycené vrstvy. Vody v nádržích jsou dotovány také přítokem ze svahů, srážkovou vodou a infiltrací vody z břehů. Uvedené způsoby zásobování mají významný vliv na parametry vod v poklesových kotlinách.

Chemické složení povrchových vod je silně závislé na způsobu obhospodařování v povodí. V zemědělských oblastech může docházet k intenzivnímu zásobování nádrže sloučeninami dusíku a fosforu, což vede ke zvýšení trofie těchto ekosystémů. Protože v případě zvodnělých poklesových kotlin se dnem nádrží stává původní půdní substrát (pokud nebyla provedena skryvka úrodných vrstev), může docházet také k intenzivnímu uvolňování živin z dnových sedimentů. Zdrojem živin může být také rozklad zatopené původní vegetace (Strzelec, Spyra - Serafiński 2010). Významný vliv na chemismus vod těchto ekosystémů má také široké využití hlušiny pro břehové úpravy nádrží (např. v procesu rekultivací). Četné studie ukazují, že procesy vyluhování hlušiny významně ovlivňují charakter vod těchto ekosystémů. Procesy vyluhování výrazně zvyšují koncentrace rozpuštěných látek (sulfidů a chloridů) (Molenda - Rzętała 2001), v menší míře fosforu, a pravděpodobně také uhlíku (DOC) (Raclavská et al. 2003).

Protože zvodnělé poklesové kotliny se nacházejí v průmyslových oblastech, bez významu není ani znečištění, které způsobují suché nebo mokré depozice prachů (Strzelec, Spyra a Serafiński 2010).

Další typickou vlastností většiny zvodnělých poklesových kotlin je poměrně malá hloubka. Ve většině případů se jedná o nádrže s hloubkou do 6,5 metrů (Raclavská at al. 2003). Vody těchto nádrží jsou promíchávány několikrát v průběhu roku (polymiktické nádrže). Intenzivní promíchávání vodního sloupce působí často převod dnových sedimentů k zavěšení (suspence), což přímo snižuje průhlednost vody. Prouděním dochází také k okysličení vody, výsledkem je rychlý aerobní rozklad zavěšené organické hmoty, dochází tak ke zvyšování koncentrace dostupných živin. Někdy se dokonce hovoří o eutrofizujícím působení větru (Chelmecki 2002).

Všechny tyto faktory vedou k tomu, že vody zvodnělých poklesových kotlin jsou často charakterizovány vysokým obsahem rozpuštěných látek (R.L), hlavně chloridů (až 500 mg.l<sup>-1</sup>) a síranů (nad 200 mg.l<sup>-1</sup>), zvýšenou koncentrací fosforu (>50 µg.l<sup>-1</sup>) a dusíku (>450 µg.l<sup>-1</sup>), což může mít za následek eutrofizaci.

Zároveň zvýšená salinita a přesuny živin mohou mít významný vliv na vodní vegetaci zvodnělých poklesových kotlin.

#### 2.4.1 Vliv salinity na vodní vegetace

V případě vnitrozemských vodních ekosystémů je salinita definována jako celkový obsah rozpuštěných látek (Marglef 1963). Běžně se hodnota 3000 mg.l<sup>-1</sup> uznává jako limitní pro sladkovodní ekosystémy (Williams 1964, Hammer et al. 1990). Jiní autoři, jako jsou Beadle (1969), Burgis - Moris (1987), vymezují tuto hranici na 5000 mg.l<sup>-1</sup>, současně zdůrazňují, že určení této hodnoty je arbitrární. Nielsen et al. (2003) uvádí, že v australských jezerech při salinitě nad 4000 mg.l<sup>-1</sup> jsou sladkovodní druhy s širokou ekologickou valencí, např. *Myriophyllum sp.*, nahrazeny halofyty, např. *Ruppia sp.* a *Lepilaena sp.* Další studie uvádí, že mnoho druhů sladkovodních rostlin je citlivých na salinitu již v rozmezí 1000-2000 mg.l<sup>-1</sup> (Brock 1981, Hart et al., 1991, James - Hart, 1993). Z tohoto důvodu hodnota kolem 1000 mg/l je definována jako limit pro zdravé sladkovodní ekosystémy (Muschal 2006).

Nicméně změny salinity v rozsahu mezi 100 - 1000 mg.l<sup>-1</sup> mohou také ovlivňovat druhové složení vodních ekosystémů tím, že odstraňují druhy citlivé na slanost a způsobují dominanci druhů o větší odolnosti vůči tomuto faktoru (Nielsen - Hillman 1999). Normy ČSN 57221 pro tento parametr určují 5 tříd jakosti vody: I třída <300 mg.l<sup>-1</sup>, II třída <500 mg.l<sup>-1</sup>, III třída <800 mg.l<sup>-1</sup>, VI a V třída <1200 mg.l<sup>-1</sup>.

Salinita ovlivňuje dostupnost vody pro rostlinstvo (zvýšení osmotické síly ve vodním roztoku způsobuje snížení vodního potenciálu). Vysoké koncentrace některých iontů mohou mít také přímý toxický účinek. Sírany a chloridy jsou dominantními ionty, které ukazují zvýšenou koncentraci v ekosystémech poklesových kotlin. Sírany jsou nezbytným elementem pro růst rostlin a většinou nevykazují přímý toxický účinek na vodní rostliny. Nicméně v anaerobních podmínkách (-100 až - 200 mV) dochází k redukci  $\text{SO}_4^{2-}$  na sulfan (Reddy - DeLaune 2008).  $\text{H}_2\text{S}$  snižuje schopnost kořenů anaerobně dýchat, protože se váže na alkoholovou dehydrogenázu zodpovědnou za výrobu etanolu. Zvýšená koncentrace síranů může mít negativní vliv hlavně na kořenící vodní druhy jako *Potamogeton pectinatus* (Wijick et al. 1992). Nadměrné koncentrace chloridů způsobují poruchy v iontovém hospodářství rostlin. Především snižují přijímání dalších iontů, jako  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$   $\text{NO}_3^-$  (Kopcewicz - Lewak 2002). Většina sladkovodních druhů vykazuje citlivost při koncentraci nad 200  $\text{mg.l}^{-1} \text{Cl}^-$  (USEPA 1988). Koncentrace kolem 7,0  $\text{mmol.l}^{-1} \text{Cl}^-$  může negativně ovlivnit produkci a růst *Potamogeton perfoliatus*, *Potamogeton lucens* a *Potamogeton nodosus* (Van der Brink - Van der Velde 1993).

#### 2.4.2 Eutrofizace a charakter vodní vegetace

Obecně se uvažuje, že hlavním faktorem, který působí na proces eutrofizace ve vodních ekosystémech, je koncentrace živin ve vodním sloupci, především fosforu. Nízká koncentrace této základní živiny ve vodě omezuje nadměrný vývoj řas a sinic a tím brání dosažení dominantního výskytu fytoplanktonu v nádrži. V opačném případě působí rozrůstání řas na snížení průhlednosti vody, což vede ke změnám charakteru vodní vegetace (Scheffer 1998). V první řadě zanikají ponořené rostliny rostoucí ve větších hloubkách (*Chara sp.*). Větší koncentrace řas způsobuje také zákal, který znemožňuje růst všech ponořených druhů rostlin (elodeidy) a také omezuje výskyt druhů plovoucích (nymfeidy). V silně eutrofizovaných nádržích se vyskytují pouze rákosy (helofyty, hygropyty), v extrémně eutrofizovaných vodách dochází ke změnám charakteru pobřežní vegetace, hlavně ke ztrátě její biologické rozmanitosti (Ciecierska 2008).

Scheffer (1998) udává, že hraniční koncentrací celkového fosforu, při kterém v mělkých sladkovodních ekosystémech rostliny vyhrávají v konkurenci s řasami, je 0,03-0,05  $\text{mg.l}^{-1}$ .

Ve vodách s vysokou koncentrací fytoplanktonu je výskyt ponořené vegetace omezen, proto ekosystémy s dominancí fytoplanktonu, kde průhlednost vody je nízká (<1m), jsou



Mgr. Łukasz Pierzchała: Studium závislostí mezi hydrochemickými parametry  
a charakterem vegetace zvodnělých poklesových kotlin

charakterizovány nízkou biodiverzitou a stabilitou (Lampert - Sommer 2007, Ciecierska 2008).

Je reálný předpoklad, že stav, kdy dominuje makrovegetace, podobně jako v případě jiných vodních ekosystémů, může vést k dosažení větší resistance vodního ekosystému a hlavně ke zlepšení fyzikálních (průhlednost) a chemických parametrů vod zvodnělých poklesových kotlin. Makrovegetace tak může významně přispívat ke zlepšení ekologického stavu vod poklesových kotlin.

### 3 Význam vodní vegetace pro zlepšení kvality vod

Rostliny přispívají ke zlepšení kvality vody a plní tak stabilizační funkce, především v mělkých vodních nádržích. Vychází to z několika vzájemných vztahů mezi vegetací a prostředím ve vodních ekosystémech.

Vodní rostliny, zejména ponořené druhy (eleoidy), soutěží o stav dominance ve vodním sloupci s jednobuněčnými řasami. Nadměrná koncentrace fytoplanktonu je jedním z nejdůležitějších parametrů ovlivňujících kvalitu vod. K významným limitujícím faktorům pro výskyt a vývoj vodní vegetace patří průhlednost vody a prostupnost slunečního záření. Ve vodách s vysokou koncentrací fytoplanktonu je výskyt ponořené vegetace omezen, proto ekosystémy s dominancí fytoplanktonu jsou charakteristické nízkou biodiverzitou a stabilitou (Ciecierska 2008). Předpokládá se, že fosfor je hlavním faktorem, který kontroluje rozvoj fytoplanktonu ve většině sladkovodních ekosystémů. Nízká koncentrace fosforu ve vodě omezuje nadměrný vývoj řas a sinic a tím brání dosažení dominantního výskytu fytoplanktonu v nádrži. Nízká koncentrace fosforu jako základní živiny neomezuje růst vyšších rostlin, které získávají fosfor kořenovým systémem ze dna (Walstand 1999). Nicméně ponořená makrovegetace je ve vegetačním období schopna získávat významné množství živin pomocí listů a celých zelených částí rostliny, a tím omezuje jejich koncentraci ve vodě. Mrtvá organická hmota z makrovegetace je vůči rozkladu odolnější, ve srovnání s detritem z fytoplanktonu. Díky tomu nedochází k rychlému uvolňování živin v procesu dekompozice.

Zakořeněné vodní rostliny přispívají ke zvýšení stability sedimentu, a tím snižují proces resuspenze dna, což přímo pozitivně ovlivňuje kvalitu vody, především průhlednost (menší zákal), a také zabraňuje uvolňování živin s uložených sedimentů (Scheffer 1998). Dna stabilizovaná makrofyty se vyznačují vysokou aktivitou bakteriobentosu (Górniak - Dunalska 2005). Vyšší rostliny tvoří kolem kořenů příznivé podmínky pro rozvoj bakterií, ty jsou schopny účinně pobírat a kumulovat sloučeniny fosforu také při jejich nízkých koncentracích, včetně frakcí s nízkou biologickou dostupností (Lampert - Sommer 2007). Fosfor vázaný v biomase bakterií může představovat značný podíl organické frakce ve spodních sedimentech. Obsah fosforu v těchto organismech může být až desetkrát větší než v biomase fytoplanktonních řas (Vadstein 1994). Akumulace živin v biomase bakterií v sedimentech způsobí přeměnu labilních biologicky dostupných frakcí, zejména fosforu,

ve frakce o větší chemické stabilitě (Kentzer 2001). Bakterie v dnových sedimentech jsou také schopné prosadit procesy, které vedou k odstranění sloučenin dusíku z vodního ekosystému (proces denitrifikace a anammoxu) (Reddy - De Laune 2008).

Ponořená makrovegetace má významný vliv také na interakce v potravních řetězcích, protože vytváří pro zooplankton útočiště před predátory (především před rybami živícími se zooplanktonem). Je tak umožněn rozvoj masy zooplanktonu (např. *Daphnia sp.*); hlavní potravou herbivorního zooplanktonu je fytoplankton; což přispívá k významnému poklesu koncentrace fytoplanktonu ve vodách (Scheffer 1998).

Vodní rostliny aktivně vylučují do vodního prostředí chemické látky, které na základě alelopatického působení mohou účinně inhibovat růst fytoplanktonu, např. *Myriophyllum spicatum* je druhem, který produkuje a vylučuje do vodního prostředí fenoly a další blíže nespecifikované huminové kyseliny, které významně omezují růst řas. Laboratorní studie dokázaly, že fenoly zcela potlačují růst sinic již při koncentraci 10mg/l, růst zelených řas byl zastaven při koncentraci 20 mg/l. Vylučování těchto látek pravděpodobně umožňuje dominantní výskyt *Myriophyllum spicatum* v severoamerických jezerech (Walstand 1999).

Vodní vegetace je tedy schopna účinně přispívat ke zlepšení kvality vody. Z toho je patrné, že jedním ze základních cílů hydrických rekultivací zvodnělých poklesových kotlin by mělo být určení parametrů, které omezují jejich výskyt v ekosystémech zvodnělých poklesových kotlin. Díky těmto znalostem bude možné navrhnout rekultivační postupy, které budou vést k vytvoření podmínek pro dominanci makrovegetace ve vodách a řešit tak určitým způsobem i antropogenní eutrofizaci.

## **4 Přírodní podmínky území**

### **4.1 Geografické a geologické poměry**

Zájmové území je součástí Ostravsko-karvinského revíru a spadá do Moravskoslezského kraje, který se nachází v severovýchodní části České republiky. Rozloha Karvinska je 347 km<sup>2</sup>.

Reliéf je místy kopcovitý s oblými hřbety, o nadmořské výšce pohybující se v rozmezí 200-300 m n. m. Rovinaté oblasti převažují v širokých říčních nivách. Výška nejnižše položeného místa (soutok řek Odry a Olše) je 196 m n. m. Nejvýše položeným místem je obec Obora nacházející se ve výšce 313 m n. m. (Stalmachová, 1998).

Území Karvinska je tvořeno převážně kvarterními, v aluviích velkých řek i neogénními sedimenty – fluvio-glaciálními štěrky a písky, případně smíšeným materiálem morén, které jsou většinou kryty pláštěm nevápnitých, často pseudoglejových sprašových hlín. V jižní části se často vyskytují vápencové flyše vytvořené v období dolní křídly. Útvary z období karbonu se vytvořily ve větších hloubkách, místy však vycházejí až na povrch. U horizontálních vrstev zuhelnatělé vegetace, pokryté vrstvami rašeliny a písku, došlo v paleozoiku ke zvlnění. V té době vznikl hřbet táhnoucí se od Ostravy přes Orlovou do Karviné. Tyto útvary v terciálním a kvartérním období přikryly silné vrstvy jílu, marblů a mnohdy i písčitých půd jiných útvarů. V centrální části území převládají na povrchu rozsáhlé antropogenní sedimenty, převážně odvaly z těžby černého uhlí. Celé zájmové území má zcela průmyslový charakter a krajinný ráz vymezeného území je silně ovlivněn těžbou a dalšími souvisejícími činnostmi (Macoun et al. 1965, Menčík, 1983).

### **4.2 Pedologické poměry**

Rychlé půdní typy, které se v oblasti vyskytují, patří převážně do půd illimerických (přechodné typy od hnědozemí k luvizemím, podle stanovištních podmínek oglejených, popř. podzolovaných) a do skupiny půd nivních (fluvizemě). V místech zamokřených depresí pokrytých luční nebo lesní vegetací se tak vytvořily typické gleje. Jde o převážně půdy písčité a hlinitopísčité, lehké až středně těžké. Půdy lesů jsou řazeny k hnědozemím, často kyselým, pouze výjimečně k podzolům, vzniká tak pestrá mozaikovitost půd, která je zvláště pestrá u půd hnědých díky hloubce profilu a častým výskytem skeletu. Půdy Karvinska lze však v současné době považovat z převážné části za antroposoly.

Nejběžnějším základem pro půdotvorné procesy je v tomto případě hlušina, vznikající jako odpad při těžbě uhlí. Důležitým půdotvorným faktorem je také zvodnění, které je nepřímým následkem hlubinné těžby (Dobrzański a Zawadzki 1981; Koutecká et al. 1998; Weissmannová 2004).

### 4.3 Hydrologické poměry

Území Karvinska patří k povodí řeky Odry a tedy k Baltskému úmoří. Hustota říční sítě je ve sledované oblasti poměrně vysoká. Povodí řeky Olše, která je hlavním vodním tokem zájmového území, má rozlohu 1114,07 km<sup>2</sup>. Olše je po celé své délce toku zregulovaná, je na ní vybudována soustava jezů a tok je i ohrazován z důvodu opakujících se povodní. Původní meandry byly částečně zachovány jako slepá ramena (Koutecká et al. 1998). Karvinský okres je dále protkán sítí menších vodotečí, které jsou jak přírodního původu, tak uměle vytvořeny a které slouží k zavlažování, k odvodňování, k zajištění výrobních průmyslových činností nebo k napájení rybníků.

Na zájmovém území se nachází desítky rozsáhlých i menších vodních ploch. Všechny tyto nádrže vznikly přímou (údolní nádrže, rybníky) nebo nepřímou (zvodnělé poklesové kotliny) antropogenní činností. Zvodnění je vázáno zejména na nespojitý glaciální kolektor, a to jak na glaciální písky, tak na písčité hlíny, které jsou v zájmovém prostoru nejvíce rozšířeny. Jejich hydraulické parametry neumožňují významnější proudění spodní vody. Poklesy zemského povrchu v souvislosti s hornickou činností v krajině narušují přírodní systém odtoku. V terénních depresích se hladina vody blíží terénu a v součinnosti s vodou srážkovou, které svým způsobem zabraňuje vsakovat, způsobuje podmáčení až zatápění terénu. Tak vznikají zvodnělé oblasti, které se stávají předním krajínotvorným činitelem (Plaček et al. 1984).

### 4.4 Klimatologické podmínky

Oblast Karvinska se nachází v mírně teplé klimatické oblasti, na kterou mají vliv polární a subtropické proudění vzduchu. Charakteristické pro tuto oblast je dlouhé, teplé a mírně suché léto a krátké, mírně teplé, jaro a podzim. Roční průměrná teplota vzduchu se pohybuje od 8 do 9°C. Počet dnů v roce s teplotou pod hranicí 0°C se pohybuje v rozmezí 100 až 120, zatímco počet letních dnů s teplotami nad 25°C je 40 až 50. Doba trvání

přímého slunečního záření je 1800 - 2000 hodin za rok. Nejteplejší měsíce jsou červenec a srpen (teploty kolem 19°C).

Relativně vysoké množství srážek dosahuje 700-800 mm v létě a 200-300 mm v zimě. Počet dnů v roce se sněhovou pokrývkou se pohybuje od 50-60 dnů, přičemž maximální tloušťka sněhové pokrývky dosahuje 30 cm. Počet dnů se srážkami nad 1 mm se pohybuje v rozsahu 100 až 120 dnů v roce (Koutecká et al. 1998).

Území Ostravské pánve je z velké části obklopeno horskými pásy. Moravskoslezské Beskydy na jihu a východě, dále Oderské vrchy, Nízký a Hrubý Jeseník na západě vytvářejí bariéru, která stojí v cestě převládajícím větrům na tomto území. Protože převládající západní větry přinášejí vlhký vzduch, leží Ostravská pánev na závětrné straně uvedených horských soustav. Vlivem uvedené konfigurace terénu se v Ostravské pánvi po přechodu fronty kondenzace a srážky dlouho drží. Při proudění vlhkého vzduchu od Severního moře se celkové srážky v Ostravské pánvi zvětšují. Znamená to vytvoření nízké oblačnosti, v chladných obdobích i déle trvající mlhy. Výrazně se v Ostravské pánvi projevují vlivy vysokého tlaku vzduchu nad východními oblastmi Evropy. V letním i v zimním období bývají příčinou stálého slunečného počasí (Stolařík et al. 1997).

#### 4.5 Vegetační charakteristika

Dle regionálně fyto geografického členění ČR patří zájmové území Karvinska do Ostravské pánve – 83 fyto geografický okres a Pobeskydská pahorkatina – 84 fyto geografický okres, což spadá do obvodu karpatské mezofytikum do provincie středoevropských listnatých lesů a dvou provincií – polonské a západokarpatské (Skalický 1988).

Zmíněná oblast byla původně ve značné míře pokryta listnatými, částečně smíšenými lesy především třídy *Querco-Fagetea*, řádu *Fagetalia sylvaticae*. S rozvojem průmyslu byla tato lesní společenstva z větší části vykácena a místo nich byly vysázeny monokultury jehličnanů. V dnešní době je pozorována přestavba těchto uměle vysázených monokultur na lesy s dominancí listnatých druhů, jakými jsou *Fagus sylvatica*, *Quercus robur*, *Carpinus betulus* a *Tilia cordata*.

Mgr. Łukasz Pierzchała: Studium závislosti mezi hydrochemickými parametry  
a charakterem vegetace zvodnělých poklesových kotlin

Podél vodních toků se často vyskytují druhy geobotanického svazu *Alno-Ulmenion* hlavně *Alnus glutinosa* a *Fraxinus excelsior*, místy *Ulmus laevis* a *U. minor*. Tam, kde je dopad lidské činnosti omezený, je dobře rozvitá také vrstva keřů a podrostu, skládající se z druhů charakteristických pro vlhké lesy. V podrostu mají velký podíl dubohabřiny ze společenství *Carpinion*. V geobotanickém svazu lužních lesů *Alno-Ulmenion* se nejčastěji vyskytuje *Urtica dioica*, *Galium aparine* a *Alliaria petiolata*.

Na březích stojatých vod se rozvíjejí společenstva rákosu a ostrice svazu *Phragmition australis*, *Magnocaricion elataea* *Caricion gracilis*, které na více zamokřených půdách v pásmu pobřežních společenstev (litorálu) přecházejí ve společenstva svazu *Oenanthion aquaticae*. Tyto systémy komunikují se společenstvy plovoucích a ponořených vodních rostlin svazu *Lemnion minoris*, *Urticularion vulgaris* a *Nymphaeion albae* (Koutecká 1998; Stalmachová 1998; Matuszkiewicz 2005).

## 5 Metodika

Metodika práce vychází z jednotlivých cílů této práce a je rozdělena do následujících kroků:

1. Výběr lokalit a odběrných míst, trvalých výzkumných ploch a transektů.
2. Stanovení hlavních hydrochemických parametrů vybraných lokalit.
3. Analýza a hodnocení determinovaných druhů, populací a společenstev rostlin litorálu zvodnělých poklesových kotlin.
4. Statistické zpracování dat (analýza vztahů mezi hydrochemickými parametry vod a charakterem vegetace).
5. Hodnocení ekologického stavu jednotlivých lokalit.
6. Výsledky.
7. Diskuse (srovnání dosažených výsledků s aktuální dostupnou literaturou).
8. Návrh podmínek pro optimální hydrickou rekultivaci.
9. Závěr.

### 5.1 Výběr lokalit

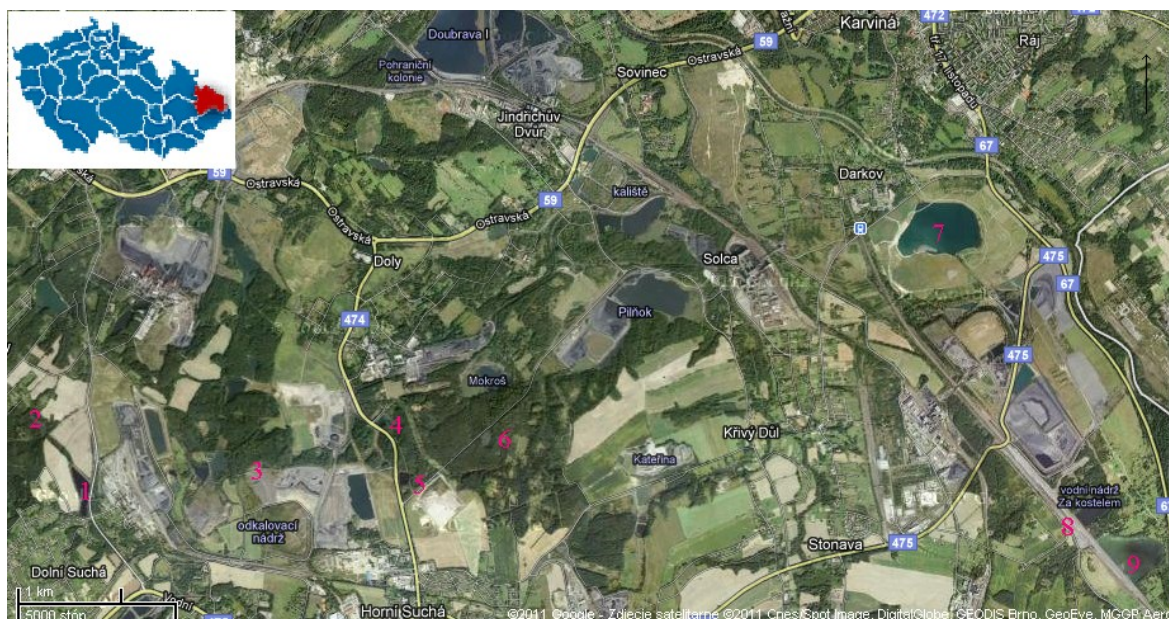
Pro studium vlivu chemismu vod v poklesových kotlinách na výskyt a charakter makrovegetace bylo vybráno, na základě dřívějších výzkumných prací prováděných na HGF VŠB – TU Ostrava, 9 reprezentativních lokalit (Raclavská et al. 2003, Stalmachová et al. 2003, Konečná 2007, Pertile 2007). Litorální zóna vybraných lokalit odpovídá spontánní ecesi a vývoji vegetace, vybrané poklesové kotliny jsou starší než 10 let a jsou lokalizované v hornicky ovlivněné části bývalého okresu Karviná.

### 5.2 Charakteristika výzkumných ploch

Lokalizaci jednotlivých stanovišť znázorňuje obrázek č. 2. Údaje o aktuální ploše, délce a charakteru břehu (les, hlušinový násyp) jednotlivých studovaných objektů byly získány na základě terénních měření (GPS Garmin eTrex Vista Cx) a analýze ortofotomap v mapovém aplikačním serveru Marushka® firmy GEOVAP. Fotografie jednotlivých stanovišť byly pořízeny v letech 2009-2011, ortofotomapy byly použity



z [www.googlemaps.cz](http://www.googlemaps.cz). Další údaje o jednotlivých stanovištích byly převzaty z následující literatury: Stalmachová et al. 2003, Raclavská et al. 2003, Konečná 2007, Pertile 2007.



Obrázek 2 Lokalizace výzkumných ploch (1- Bartošůvka (Obr. 3), 2- Pod lesem (Obr. 4), 3- František (Obr. 5), 4- Barbora (Obr. 6), 5- U cesty (Obr. 7), 6 – Solecká (Obr. 8), 7- Darkovské moře (Obr. 9), 8 – Velký Myškovec (Za kostelem) (Obr. 10), 9 Mlýnské rybníky (Obr. 11).

## 1 Bartošůvka



Obrázek 3 Výzkumná plocha č. 1- Bartošůvka (foto: L. Pierzchała, 2010)

Zvodnělá poklesová kotlina po levé straně Orlovské ul., Havířov – Suchá. Lokalita je využívána jako rybolovná. Průtočná nádrž s poměrně strmým sklonem břehu, který je většinou tvořen hlušinovým násypem, v západní části také se skrývkou zemin (tab. 1).

Mgr. Łukasz Pierzchała: Studium závislostí mezi hydrochemickými parametry  
a charakterem vegetace zvodnělých poklesových kotlin

Tabulka 1 Hydromorfologické parametry lokality Bartošůvka

Průtočnost	Břeh les [%]	Břeh les [m]	Břeh hlusina [%]	Břeh hlusina [m]	Obvod nádrže [m]	Plocha nádrže [ha]	Hloubka nádrže [m]	Sklon břehu [%]
Ano	0	0	95.3	1020	1070	3.95	8.5	25.5

## 2 Pod lesem



Obrázek 4 Výzkumná plocha č. 2 - Pod lesem (foto: L. Pierzchała, 2010).

Zvodnělá poklesová kotlina v Havířově - Dolní Suchá, je nazývaná - U lesa, nachází se SZ od osady Bartošůvka. Poklesová kotlina vznikla na starém a pokleslém korytu potoka, které bylo přehrazeno pomocí násypu z odvalového materiálu (komunikace). Hloubka okolo 2,5 m (tab. 2).

Tabulka 2 Souhrn hydromorfologických parametrů lokality Pod lesem

Průtočnost	Břeh les [%]	Břeh les [m]	Břeh hlusina [%]	Břeh hlusina [m]	Obvod nádrže [m]	Plocha nádrže [ha]	Hloubka nádrže [m]	Sklon břehu [%]
Ano	85.8	602	14.1	99	701	1.34	2.5	14.1



### 3 František



Obrázek 5 Výzkumná plocha č. 3 – František (foto: L. Pierzchała, 2010)

Lokalizace Horní Suchá. Primární poklesové jezero u skládky komunálního odpadu, jižní břeh s hlusinou; hloubka kolem 5 metrů (tab. 3)

Tabulka 3 Hydromorfologické parametry lokality František

Průtočnost	Břeh les [%]	Břeh les [m]	Břeh hlusina [%]	Břeh hlusina [m]	Obvod [m]	Plocha nádrže [ha]	Hloubka nádrže [m]	Sklon břehu [%]
Ne	29.2	113	57.1	220	386	0.57	5	15.5

### 4 Barbora



Obrázek 6 Výzkumná plocha č. 4 – Barbora (foto: L. Pierzchała, 2010).

Mgr. Łukasz Pierzchała: Studium závislostí mezi hydrochemickými parametry  
a charakterem vegetace zvodnělých poklesových kotlin

Vodní plocha představuje zbytek poměrně rozsáhlého jezera v poklesové kotlině, lokalizované jižně od Dolu 1. Máj – Barbora (Horní Suchá). Severní, východní a část západního břehu je tvořena návozem odvalového materiálu i rekultivačními návozy (na severním i východním břehu) (tab. 4). Osluněné primární poklesové jezero.

Tabulka 4 Souhrn hydromorfologických parametrů lokality Barbora

Průtočnost	Břeh les [%]	Břeh les [m]	Břeh hlusina [%]	Břeh hlusina [m]	Obvod nádrže [m]	Plocha nádrže [ha]	Hloubka nádrže [m]	Sklon břehu [%]
Ne	51.3	380	24.3	180	740	1.24	4.5	25.9

## 5 U cesty



Obrázek 7 Výzkumná plocha č. 5 - U cesty (foto: L. Pierzchała, 2010).

Zvodnělá poklesová kotlina v Horní Suché, po pravé straně silnice do Karviné. Západní břeh sanován hlusinou, ostatní přirozené (tab. 5). Osluněné primární poklesové jezero.

Tabulka 5 Hydromorfologické parametry lokality U cesty

Průtočnost	Břeh les [%]	Břeh les [m]	Břeh hlusina [%]	Břeh hlusina [m]	Obvod nádrže [m]	Plocha nádrže [ha]	Hloubka nádrže [m]	Sklon břehu [%]
Ne	45.3	167	30.7	113	368	0.79	4.5	13.1



## 6 U Solecké



Obrázek 8 Výzkumná plocha č. 6 – U Solecké (foto: L. Pierzchala, 2010).

Primární poklesové jezero v Horní Suché, po pravé straně Solecké ul.; jižní a východní břehy sanovány (tab. 6). Břehy jsou tvořeny silně zamokřenou mokřadní olšinou asociace *Alnetum glutinosae*.

Tabulka 6 Souhrn hydromorfologických parametrů lokality U Solecké

Průtočnost	Břeh les [%]	Břeh les [m]	Břeh hlusina [%]	Břeh hlusina [m]	Obvod nádrže [m]	Plocha nádrže [ha]	Hloubka nádrže [m]	Sklon břehu [%]
Ne	100	375	51.4	193	375	1.05	4	11.7

## 7 Darkovské moře



Obrázek 9 Výzkumná plocha č. 7 - Darkovské moře (foto: L. Pierzchala, 2010).

Mgr. Łukasz Pierzchała: Studium závislostí mezi hydrochemickými parametry  
a charakterem vegetace zvodnělých poklesových kotlin

Primární poklesová kotlina, tzv. Darkovské moře, se nachází v místě bývalé obce Darkov. Provedena je zde velká technicko-biologická rekultivace o rozloze 144 ha. Na okrajích a na malých fragmentech břehů byla prováděna rekultivace metodou řízené sukcese. V těchto místech byla zajištěna příprava stanoviště pro rozvoj pobřežní vegetace. Nádrží protéká říčka Mlýnka. Největší poklesové jezero v území (plochou i hloubkou) (tab. 7).

Tabulka 7 Hydromorfologické parametry lokality Darkovské moře

Průtočnost	Břeh les [%]	Břeh les [m]	Břeh hlusina [%]	Břeh hlusina [m]	Obvod nádrže [m]	Plocha nádrže [ha]	Hloubka nádrže [m]	Sklon břehu [%]
Ano	0	0	87.6	2026	2311	34.9	25	19.6

## 8 Velký Myškovec



Obrázek 10 Výzkumná plocha č. 8 – Velký Myškovec (Za kostelem) (foto: L. Pierzchała, 2010).

Lokalizace Karviná – Louky. Představuje jižní jezero, vzniklé poklesy na místě dřívějších Louckých rybníků. Jezero je tokem Mlýnky spojeno se severním jezerem. Rozsáhlá volná hladina (tab. 8)

Tabulka 8 Souhrn hydromorfologických parametrů lokality Velký Myškovec

Průtočnost	Břeh les [%]	Břeh les [m]	Břeh hlusina [%]	Břeh hlusina [m]	Obvod nádrže [m]	Plocha nádrže [ha]	Hloubka nádrže [m]	Sklon břehu [%]
Ano	74.1	820	13.9	154	1106	6.56	3.5	13.5



## 9 Mlýnské rybníky



Obrázek 11 Výzkumná plocha č. 9 - Mlýnské rybníky (foto: L. Pierzchala, 2010).

Severní sekundární velkoplošné poklesové jezero, v prostoru bývalých tří Mlýnských rybníků, průtočné, okraje zasahují do prostoru bývalého sídla – park a hřiště, orná půda, zahrady. Obě nádrže (Mlýnské rybníky, Velký Myškovec) jsou z východní strany omezovány hlušinovým náspem železnice Karviná - Č. Těšín. Obě nádrže jsou odděleny hrází a cca 200 m širokým pásem lesa. Hloubka je u obou rybníků variabilní, do 3 m (tab. 9).

Tabulka 9 Hydromorfologické parametry lokality Mlýnské rybníky

Průtočnost	Břeh les [%]	Břeh hlusina [m]	Břeh hlusina [%]	Břeh hlusina [m]	Obvod nádrže [m]	Plocha nádrže [ha]	Hloubka nádrže [m]	Sklon břehu [%]
Ano	17.8	407	37.5	860	2288	17.33	3	13.7

### 5.3 Stanovení hlavních hydrochemických parametrů vybraných lokalit

Odběr vzorků vod byl proveden v roce 2010, jednou za měsíc, v období vegetace (od května do října). U každé nádrže bylo zvoleno stálé odběrové místo. Odběrová místa byla situována v místech svobodného míchání vod nádrže, ve vzdálenosti větší než 50 m od případného přítoku nebo odtoku. Vzorky byly odebrány z hloubky 0-20 cm do odběrných lahví pomocí vzorkovací láhve Bürklee, ve vzdálenosti 2,5 m od břehu. Souřadnice jednotlivých odběrových míst jsou uvedeny příloze A. Při odebírání vzorku byla měřena teplota vody a stupeň její saturace kyslíkem (přístroj Hach pension 6). Secchiho deskou byla měřena průhlednost vody (SD). Do předání vzorků k analýze byly vody

skladovány při teplotě 10 °C. Vybrané hydrochemické ukazatele jsou uvedeny v tabulce č. 10.

Tabulka 10 Hydrochemické ukazatele stanovené v měsíčních intervalech

Parametr	Norma	Popis
pH	ČSN ISO 10523	Stanovení pH ve vodách potenciometricky
Vodivost	ČSN ISO 27888	Stanovení konduktivity
KNK4.5	ČSN ISO 9963-1	Stanovení KNK-4,5 a KNK-8,3 neutralizační titrací
Vápník	ČSN ISO 6058	Jakost vod. Stanovení vápníku. Odměrná metoda s EDTA.
Hořčík	ČSN ISO 830520/6	
Chloridy Sirany Dusičnany Dusitany	ČSN EN ISO 10304-1	Jakost vod - Stanovení rozpuštěných aniontů metodou kapalinové chromatografie iontů - Část 1: Stanovení bromidů, chloridů, fluoridů, dusičnanů, dusitanů, fosforečnanů
Amonné ionty	ČSN ISO 7150-1 změna Z1	Stanovení amoniaku a amonných iontů manuální spektrofotometrickou metodou
Ncelk	ČSN EN ISO 11905	Jakost vod - Stanovení dusíku - Část 1: Metoda oxidační mineralizace peroxodisíranem
TOC/DOC	ČSN EN 1484	Jakost vod - Stanovení celkového organického uhlíku (TOC) a rozpuštěného organického uhlíku (DOC)
Pcelk	ČSN EN ISO 6878	Stanovení celkového fosforu spektrofotometrickou metodou s molybdenanem amonným
Rozpuštěné látky Nerozpuštěné látky	ČSN EN 872, ČSN 75 7346	Stanovení rozpuštěných a nerozpuštěných látek gravimetricky

## 5.4 Analýza vegetace litorálu zvodnělých poklesových kotlin

Analýza vegetace byla provedena v srpnu 2010 při normální výšce vodní hladiny (podle Grulich - Vydrová 2006). U každé výzkumné plochy bylo v závislosti na velikosti vodní plochy a na diferenciaci břehů rozmístěno 6 - 10 transektů. Souřadnice jednotlivých transektů jsou uvedeny v příloze B. Transekty byly rozděleny na zónu příbřežní a jednotlivé zóny v závislosti na hloubce: A (0-1m), B (1-2m), C (2-3m), D (>4m) (Schaumburg J. 1996, CEN TC 230 2003). V každé zóně byla vymezena dvě odběrná místa (1m<sup>2</sup>). Na každé ploše byl proveden podrobný floristický průzkum a hodnocení pokryvnosti jednotlivých druhů v procentuálním měřítku (0, 1, 10, 20, 30...100%). Determinace druhů byla provedena podle Rothmaler (1994) a Rutkowski (2006).



Floristický a vegetační průzkum byl prováděn z břehu, z lodi nebo potápěním. Pro příbřežní zónu byly zaznamenány údaje o sklonu břehu a charakteru substrátu: hlušina, jiné minerální, organické.

## 5.5 Statistické zpracování dat

K hodnocení jednotlivých parametrů vod byly použity standardní statistické metody: aritmetický průměr z jednotlivých měsíčních měření.

Pro generování syntetických tabulek druhů rostlin byl použit program Turboveg 2.0. Analýza rostlinstva byla provedena s ohledem na výskyt a průměrný podíl jednotlivých druhů (Herben - Münzbergová 2001), podíl fytoecologických tříd (Matuszkiewicz 2005) a ekologických skupin vodních druhů (Podbielkowski - Tomaszewicz 1982), na druhovou bohatost a Shannon-Wienerův index rozmanitosti.

Shlukovací analýzy byly prováděny metodou UPGMA pomocí Euklidovy míry vzdálenosti v programu MVSP 3.12; ty byly využity k hodnocení podobností jednotlivých lokalit z hlediska fyzikálně-chemických parametrů vod a charakteru vodní vegetace.

Pomocí neparametrického testu Kruskal Wallis (Statistica 8.0) byla testována významnost rozdílů mezi:

- a) Jednotlivými lokalitami s ohledem na hodnoty hydrochemických ukazatelů;
- b) Jednotlivými druhy vodních rostlin s ohledem na jejich ekologickou amplitudu vůči parametrům vodního prostředí.

Pro zjištění závislostí mezi zkoumanými proměnnými prostředí a k určení hlavních faktorů, které determinují charakteru rostlinstva, byla využita lineární korelační analýza - neparametrický Spearmanův korelační koeficient (Statistica 8.0). Nejdůležitější zjištěné faktory byly použity v ordinačních analýzách. Byly použity lineární typy ordinační analýzy (PCA) s ohledem na délky gradientů získané při analýze CCA (délky gradientů <3) (Lepš - Šmilauer 2000). Ordinační analýzy byly provedeny v programu CANOCO 4.1.

U vodních druhů rostlin (ponořených i plovoucích) byl analyzován jejich vztah k hydrochemickým parametrům, a to tehdy, když jejich variabilita byla nejsilněji ovlivněna proměnnými vodního prostředí (Vestergaard - Sand-Jensen 2000).

## 5.6 Hodnocení ekologického stavu

Ekologický stav vod poklesových kotlin byl určen na základě charakteru vodní vegetace a hydrochemických ukazatelů vod (průhlednost SD, pH, Pcelk, Ncelk) podle metodiky ECOFRAME Version 7 (Moss et al. 2003). Metodika byla vypracována pro účely aplikace směrnice WFD 2000/60/EC. Tato metodika byla schválena pro účely práce z těchto důvodů:

- a) referenční podmínky pro ekosystémy zvodnělých poklesových kotlin nejsou vypracované;
- b) tato metodika určuje referenční podmínky pro nádrže v různém stupni salinity;
- c) především je zaměřena na hodnocení mělkých vodních ekosystémů.

Z hlediska klimatických, hydromorfologických a hydrochemických parametrů byly podle této metodiky analyzované nádrže zařazeny k malým nádržím (<100 km<sup>2</sup>) mírného klimatického pásma (teplota nejteplejšího měsíce >10<25 °C). Vzhledem k charakteru povodí (dominantní organické půdy) a konduktivitě (101-800 µS/cm) byla poklesová kotlina U Solecké přiřazena k ekotypu 17. Další poklesové kotliny byly zařazeny k povodí s převažujícími minerálními půdami a konduktivitou 101-800 µS/cm: Bartošůvka, Pod lesem, František, Darkovské moře, Mlýnské rybníky a Velký Myškovec (ekotyp 14); s konduktivitou nad 800 µS/cm (ok. 1100 mg.l<sup>-1</sup> R.L.) poklesy Barbora a U cesty (ekotyp 15).

## 6 Výsledky

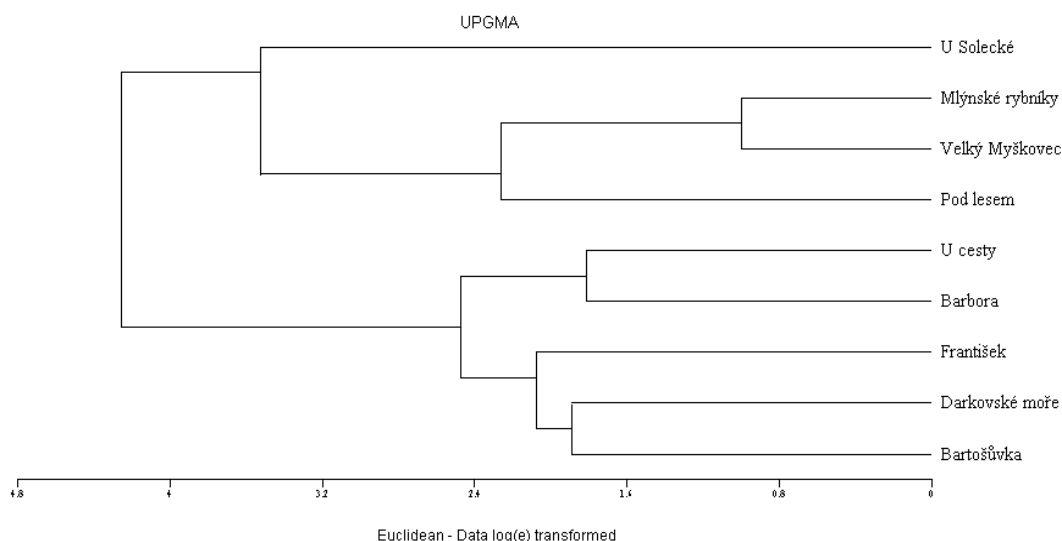
### 6.1 Hydrochemické parametry vod

Analýza vztahů mezi hydrochemickými a hydromorfologickými parametry neukázala významný vliv délky a podílu břehu s hlušinovým násypem na sledované ukazatele vod. S hydrochemickými parametry nekorelují ani velikost, ani hloubka nádrží. Významná korelace byla zjištěna mezi podílem zalesněného břehu a koncentrací nerozpuštěných látek a celkového organického uhlíku (tab. 11).

Tabulka 11 Souhrn vztahů mezi hydromorfologickými, hydrochemickými parametry vod ve zvodnělých poklesových kotlinách. Červeně jsou označeny významné hodnoty koeficientu korelace (Spearmanův rank test,  $p < 0,05$ )

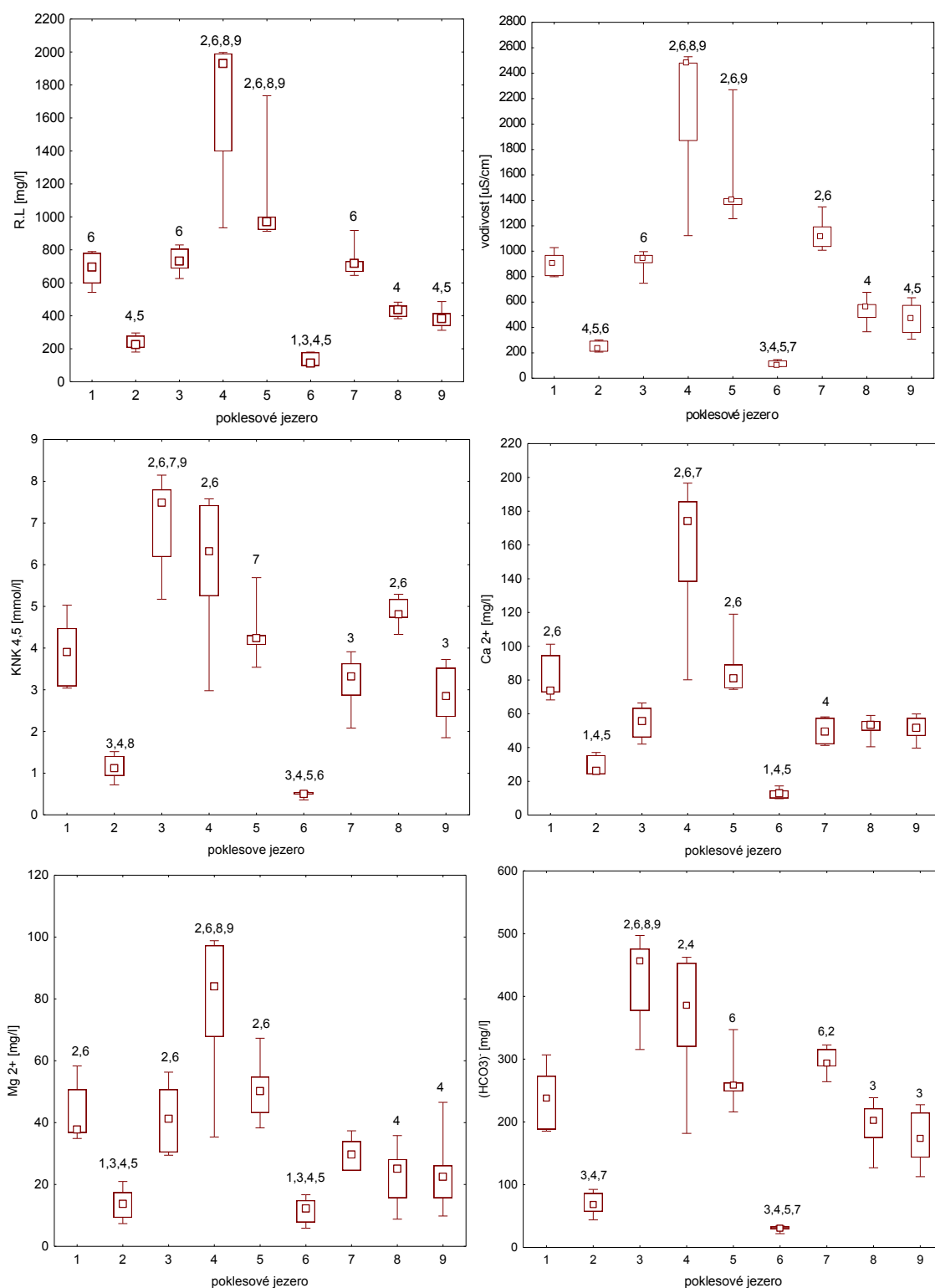
	Hloubka nádrže [m]	Plocha nádrže [ha]	Břeh hlušina [m]	Břeh hlušina [%]	Břeh les [m]	Břeh les [%]	Průtočnost
<b>SD [m]</b>	0.10	0.30	-0.55	-0.44	-0.45	-0.64	0.10
<b>Pcelk [mg/l]</b>	-0.24	-0.29	-0.36	-0.23	-0.12	-0.05	-0.38
<b>Ncelk [mg/l]</b>	-0.37	-0.30	-0.23	-0.01	0.17	0.30	0.24
<b>N.L. [mg/l]</b>	-0.29	-0.12	-0.27	-0.45	0.75	0.66	0.48
<b>R.L. 105oC [mg/l]</b>	0.10	-0.09	-0.03	-0.03	-0.31	-0.31	-0.45
<b>TOC [mg/l]</b>	0.48	0.48	-0.56	-0.11	0.08	0.67	-0.51
<b>DOC [mg/l]</b>	-0.46	-0.65	-0.59	-0.14	0.09	0.67	-0.54

Shlukovací analýza hydrochemické podobnosti jednotlivých lokalit rozdělila nádrže do 2 bloků. V prvním bloku ukázaly největší podobnost poklesy Mlýnské rybníky a Velký Myškovec, a největší odlišnost v této skupině vykázala nádrž U Solecké. V druhém bloku největší podobnost ukázaly poklesy Barbora a U Cesty (obr 12).

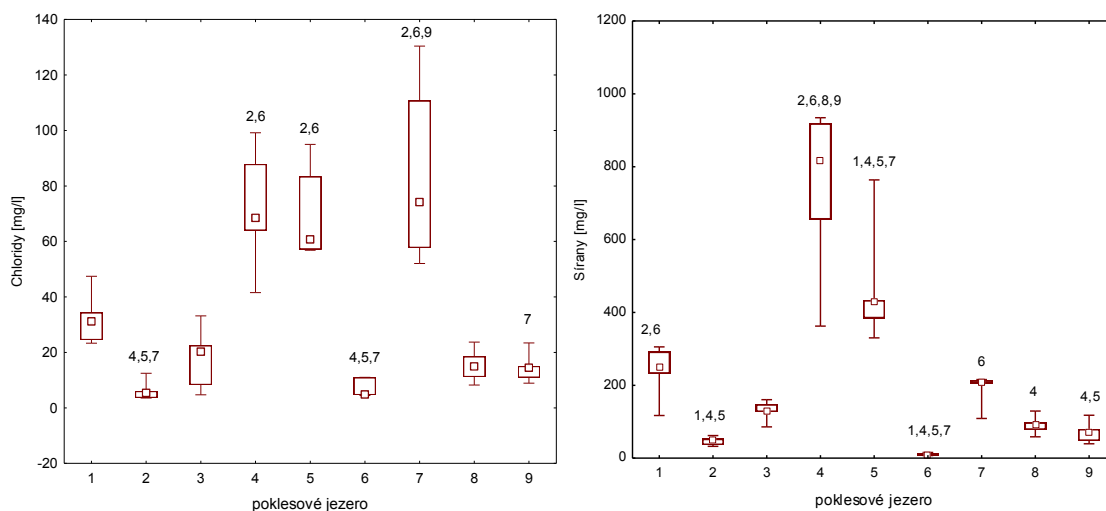


Obrázek 12 Shlukovací analýza hydrochemické podobnosti jednotlivých lokalit.

Analýzou rozdílu mezi rozsahem hodnot jednotlivých hydrochemických parametrů bylo zjištěno, že především koncentrace rozpuštěných látek a jednotlivých iontů ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ , chloridů a síranů) odlišuje charakter vod na jednotlivých stanovištích. S ohledem na tyto parametry, největší rozdíly vykazují poklesy Barbora a U cesty (vysoké hodnoty) a U Solecké (nízké hodnoty) (obr. 13).

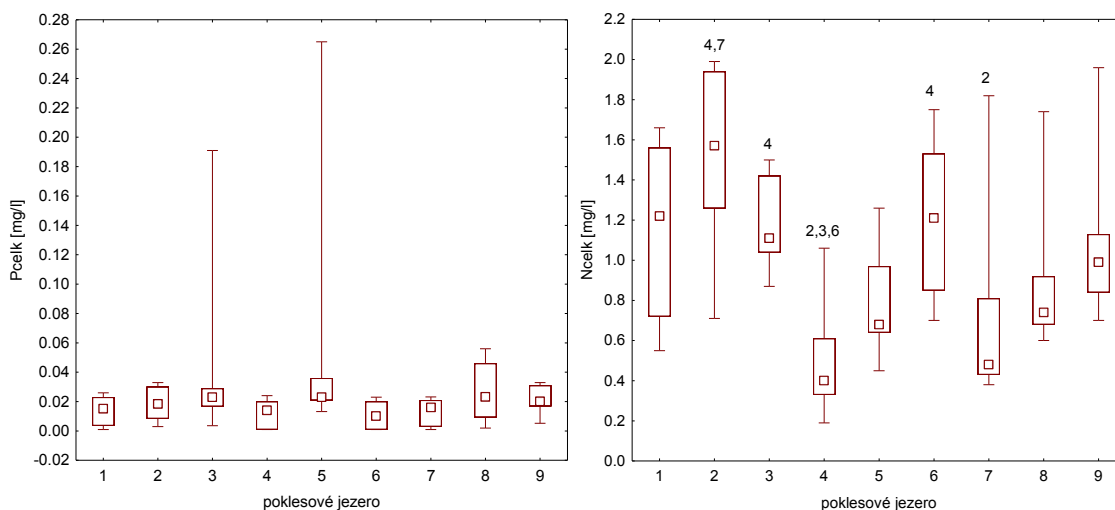


Mgr. Łukasz Pierzchała: Studium závislostí mezi hydrochemickými parametry  
a charakterem vegetace zvodnělých poklesových kotlin



Obrázek 13 Analýza rozdílu mezi rozsahem R.L., vodivosti,  $\text{KNK}_{4,5}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ , chloridů a síranů na jednotlivých výzkumných plochách. 1. Bartošůvka, 2. Pod lesem, 3. František, 4. Barbora, 5. U cesty, 6. U Solecké, 7. Darkovské moře, 8. Velký Myškovec, 9. Mlýnské rybníky (median 25%-75% 1%-99%)  
Rozdíly mezi jednotlivými lokalitami označeny číslicemi nad rozsahem parametrů (test Kruskal Wallis  $p < 0.05$ ).

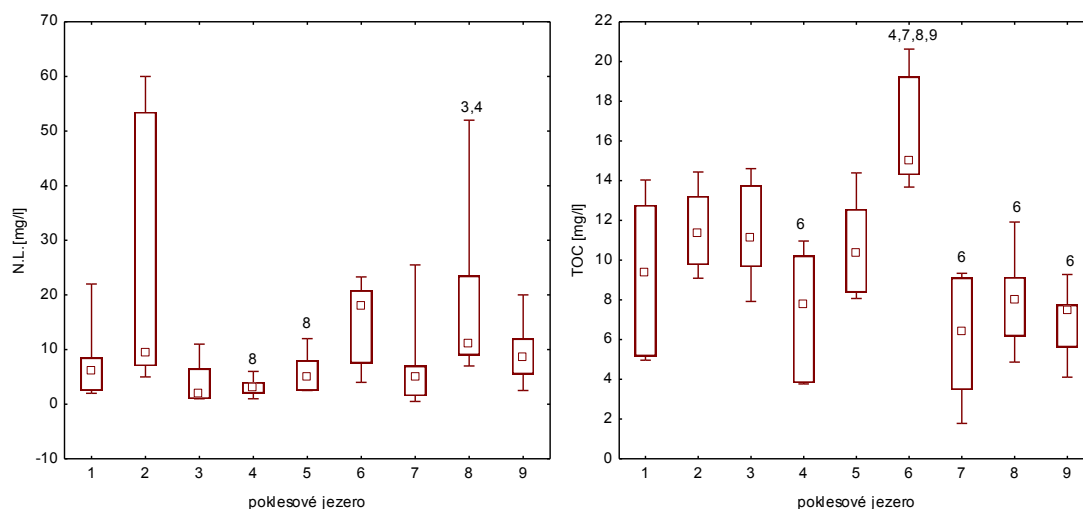
S ohledem na koncentraci živin významně rozdíly ukázaly pouze rozsahy koncentrace celkového dusíku (obr. 14).



Obrázek 14 Analýza rozdílu mezi rozsahem Pcelk a Ncelk na jednotlivých stanovištích. 1. Bartošůvka, 2. Pod lesem, 3. František, 4. Barbora, 5. U cesty, 6. U Solecké, 7. Darkovské moře, 8. Velký Myškovec, 9. Mlýnské rybníky (median 25%-75% 1%-99%) Rozdíly mezi jednotlivými lokalitami označeno číslicemi nad rozsahem parametrů (test Kruskal Wallis  $p < 0.05$ ).

Koncentrace nerozpuštěných látek v poklesu Velký Myškovec ukázala vyšší rozsah, než koncentrace tohoto parametru v poklesu Barbora a U cesty. Pokles U Solecké ukázal

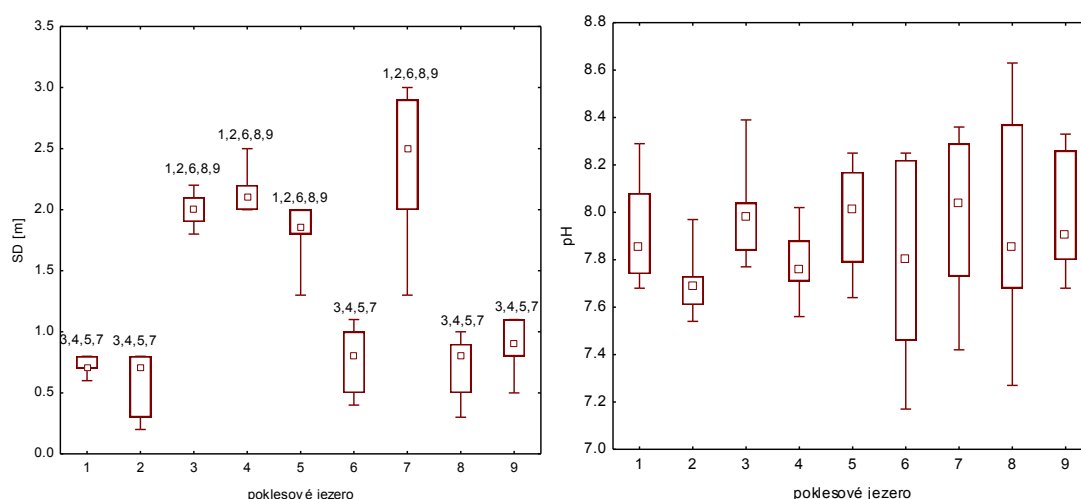
významně větší koncentrace celkového organického uhlíku než u lokality Barbora, Darkovské moře, Velký Myškovec a Mlýnské rybníky (obr. 15).



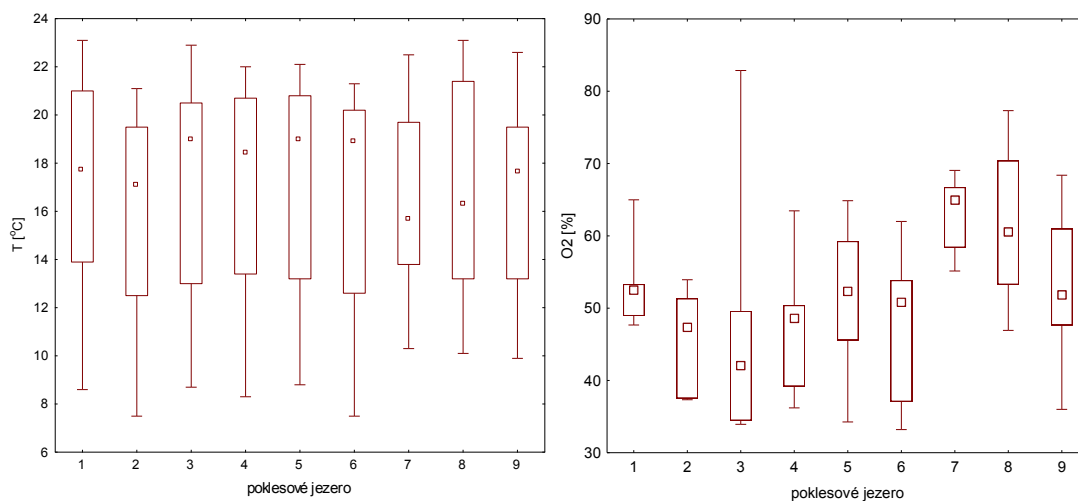
Obrázek 15 Analýza rozdílu mezi rozsahem N.L. a TOC na jednotlivých výzkumných plochách

1. Bartošůvka, 2. Pod lesem, 3. František, 4. Barbora, 5. U cesty, 6. U Solecké, 7. Darkovské moře, 8. Velký Myškovec, 9. Mlýnské rybníky (median 25%-75% 1%-99%) Rozdíly mezi jednotlivými lokalitami jsou označeny číslicemi nad rozsahem parametrů (test Kruskal Wallis  $p < 0.05$ ).

Jednotlivé lokality s ohledem na hodnoty pH, teplotu (T) vody a její nasycení kyslíkem ( $O_2$ ) nevykazují významné rozdíly. Významné rozdíly byly zjištěny u parametru průhlednost vody (SD). Na základě tohoto parametru byly zkoumané lokality rozděleny do dvou skupin. Významně vyšší průhlednost vody je charakterizován u poklesových kotlin František, Barbora, U cesty a Darkovské moře (obr. 16).



Mgr. Łukasz Pierzchała: Studium závislostí mezi hydrochemickými parametry  
a charakterem vegetace zvodnělých poklesových kotlin



Obrázek 16 Analýza rozdílu mezi rozsahem SD, pH, T a O<sub>2</sub> na jednotlivých stanovištích.

1. Bartošůvka, 2. Pod lesem, 3. František, 4. Barbora, 5. U cesty, 6. U Solecské, 7. Darkovské moře, 8. Velký Myškovec, 9. Mlýnské rybníky (■ median □ 25%-75% I 1%-99%) Rozdíly mezi jednotlivými lokalitami jsou označeny číslicemi nad rozsahem parametrů (test Kruskal Wallis  $p < 0.05$ ).

Průhlednost vody ukázala významné záporné korelace s obsahem nerozpuštěných látek (N.L.) a celkového dusíku a kladnou korelaci s rozpuštěnými látkami (R.L.). Salinita koreluje záporně s N.L. a celkovým amoniakálním dusíkem (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>). N.L. a celkový obsah dusíku (Ncelk) vykazuje zápornou korelaci s koncentrací Mg<sup>2+</sup> (tab. 12).

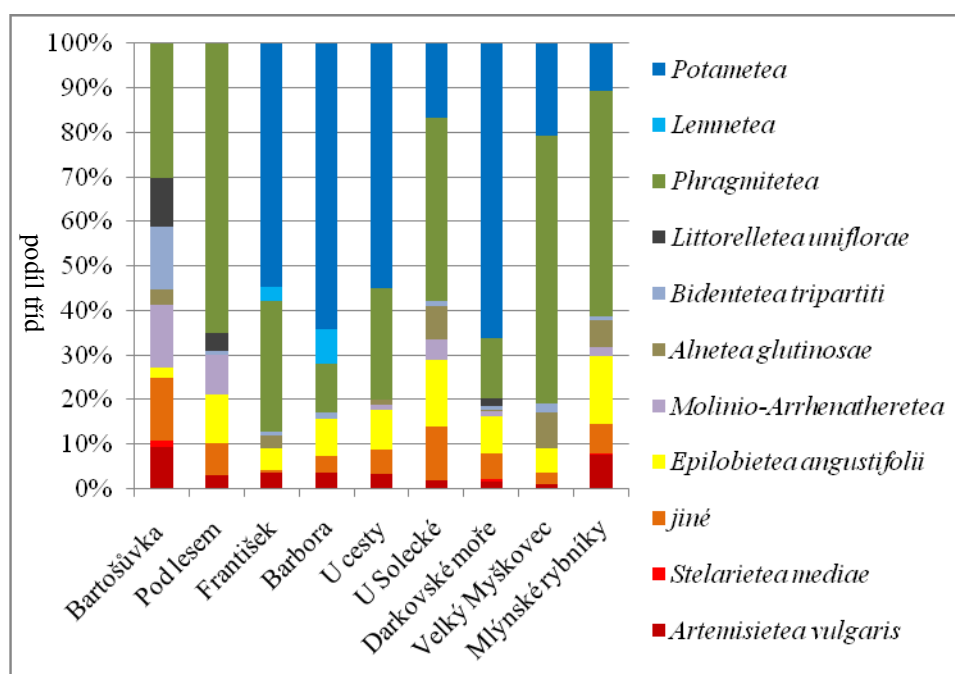
Tabulka 12 Souhrn vztahů mezi parametry vod. Červeně jsou označeny významné hodnoty koeficientu korelace (Spearmanův rank test,  $p < 0,05$ )

	R.L. [mg/l]	Mg [mg/l]	N.L. [mg/l]	Ncelk [mg/l]	Pcelk [mg/l]
<b>SD [m]</b>	0.72	0.64	-0.79	-0.71	0.25
<b>Pcelk [mg/l]</b>	0.18	0.18	-0.25	-0.05	-0.05
<b>Ncelk [mg/l]</b>	-0.80	-0.71	0.58	1	0.17
<b>(NH<sub>4</sub>)<sup>+</sup> [mg/l]</b>	-0.77	-0.7	0.53	0.68	-0.4
<b>N.L. [mg/l]</b>	-0.73	-0.76	1	0.58	-0.25

Statistické hodnoty všech sledovaných hydrochemických ukazatelů na jednotlivých lokalitách jsou uvedeny v příloze C.

## 6.2 Charakter vegetace

Celkem bylo na všech zkoumaných plochách zjištěno 97 druhů rostlin. Průměrný podíl zaznamenaných druhů na jednotlivých stanovištích a jejich příslušnost k fytocenologickým třídám je uveden v příloze D. S ohledem na podíl jednotných syngenetických skupin jsou nejvíce zastoupeny druhy charakteristické pro vodní vegetaci (třída *Potametea*) u poklesů František, Barbora, U cesty a Darkovské moře. Druhy třídy *Phragmitetea* vykazují více než 50% zastoupení v poklesových kotlinách Pod lesem a Velký Myškovec. Na všech výzkumných plochách dosahují významného podílu druhy charakteristické pro ruderalní a segetální stanoviště (třída *Artemisietea vulgaris*, *Stellarietea mediae*) a druhy s širokou ekologickou valencí (jiné) (obr. 17.).



Obrázek 17 Shrnutí průměrných procentuálních podílů syngenetických skupin druhů na jednotlivých lokalitách (V grafu nejsou zahrnuty třídy s podílem menším než 3%)

Zkoumání vztahů mezi syngenetickými skupinami druhů a hydromorfologickými parametry (viz tab.13 a obr.18) ukázalo následující závislosti:

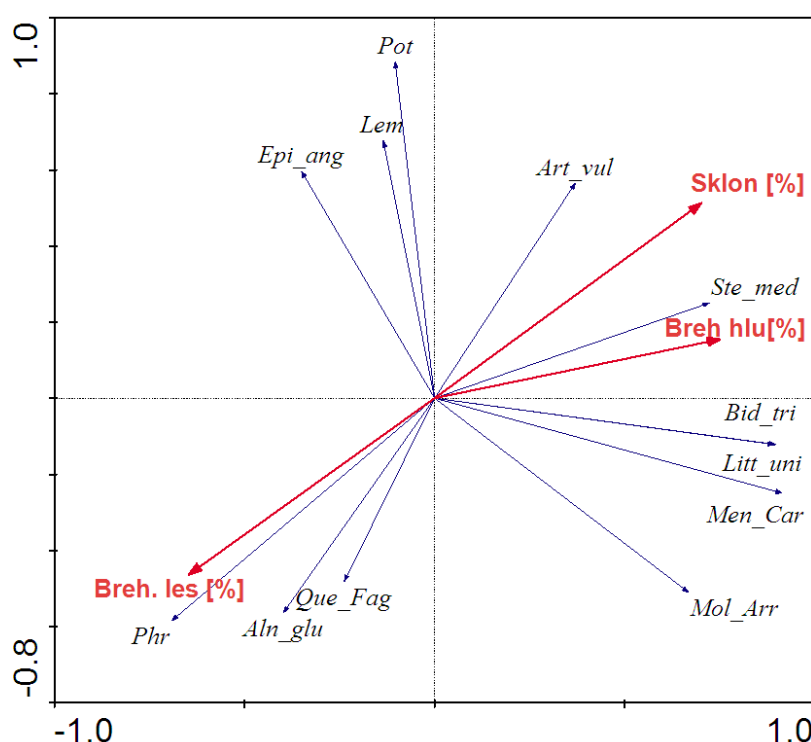
- třídy *Agropyreteae*, *Artemisietea vulgaris*, *Stellarietea mediae* a *Bidentetea tripartiti* se vyskytují především na březích o větším sklonu a s hlušinovým násypem;
- z zcela odlišné závislosti vykazuje třída *Phragmitetea*. Podíl tyto skupiny vzrůstá na březích s mírným sklonem bez násypu hlušiny;
- sledované parametry neprokázaly vliv na podíl druhů charakteristických pro vodní vegetaci (třídy *Potametea*, *Lemnetea*)



Mgr. Łukasz Pierzchała: Studium závislostí mezi hydrochemickými parametry  
a charakterem vegetace zvodnělých poklesových kotlin

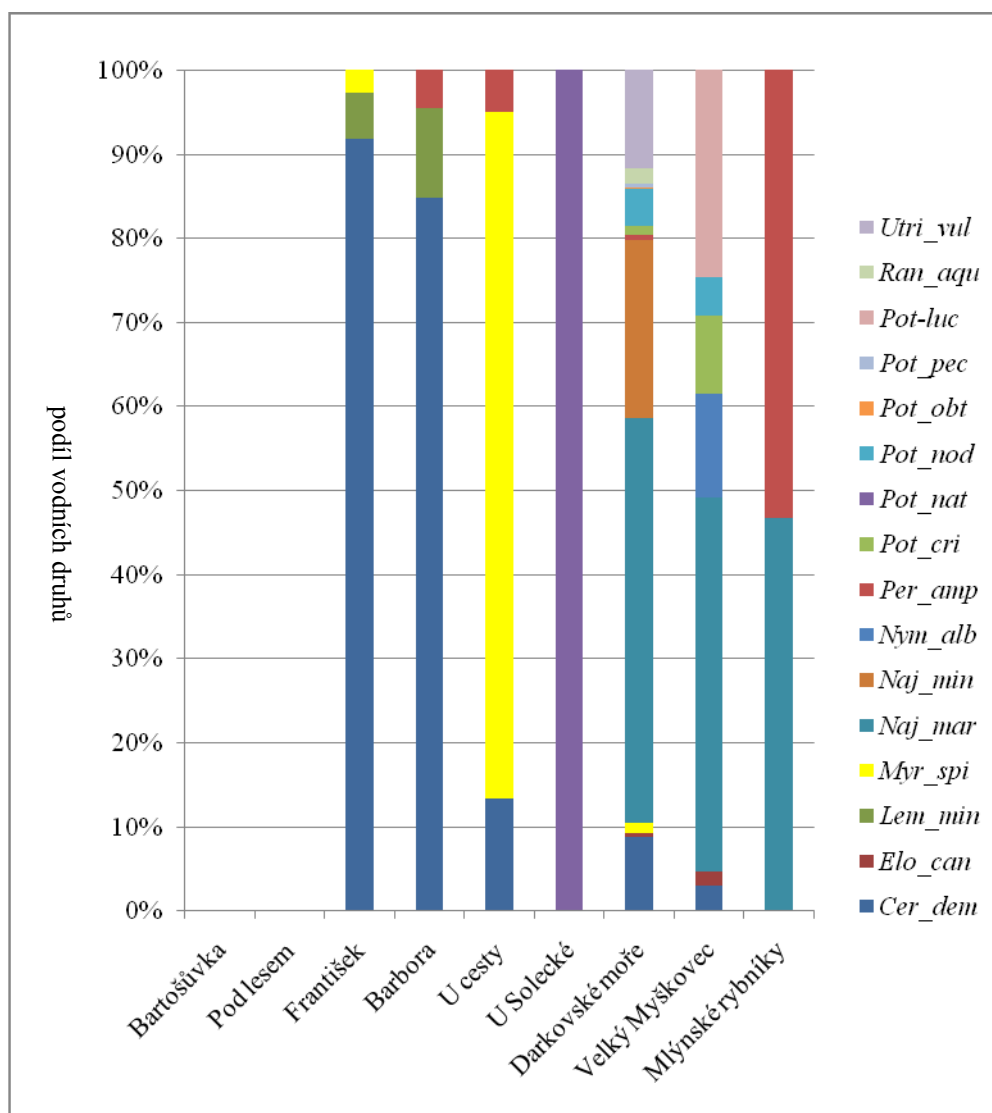
Tabulka 13 Analýza vztahů mezi syngenetickými skupinami druhů a parametry břehu. *Agr*-*Agropyreteae*, *Art vul*-*Artemisietea vulgaris*, *Bid tri*-*Bidentetea tripartiti*, *Phr*-*Phragmitetea*, *Sche Car*-*Scheuchzeria-Caricetea nigrae*, *Ste\_med*-*Stelarietea mediae*. Červeně jsou označeny významné hodnoty koeficientu korelace (Spermanův rank test,  $p < 0,05$ )

	Sklon břehu [%]	Plocha nádrže [ha]	Obvod nádrže [m]	Břeh hlusina [m]	Břeh hlusina [%]	Břeh les [m]	Břeh les [%]
<i>Agr</i>	0.50	0.55	0.55	0.73	0.71	-0.72	-0.72
<i>Art vul</i>	0.48	0.03	0.15	0.33	0.28	-0.26	-0.58
<i>Bid tri</i>	0.73	0.32	0.50	0.58	0.40	-0.38	-0.42
<i>Phr</i>	-0.75	0.07	0.02	-0.48	-0.63	0.77	0.50
<i>Sche_Car</i>	-0.27	-0.27	-0.48	-0.73	-0.43	0.25	0.34
<i>Ste_med</i>	0.42	0.73	0.73	0.84	0.68	-0.56	-0.84



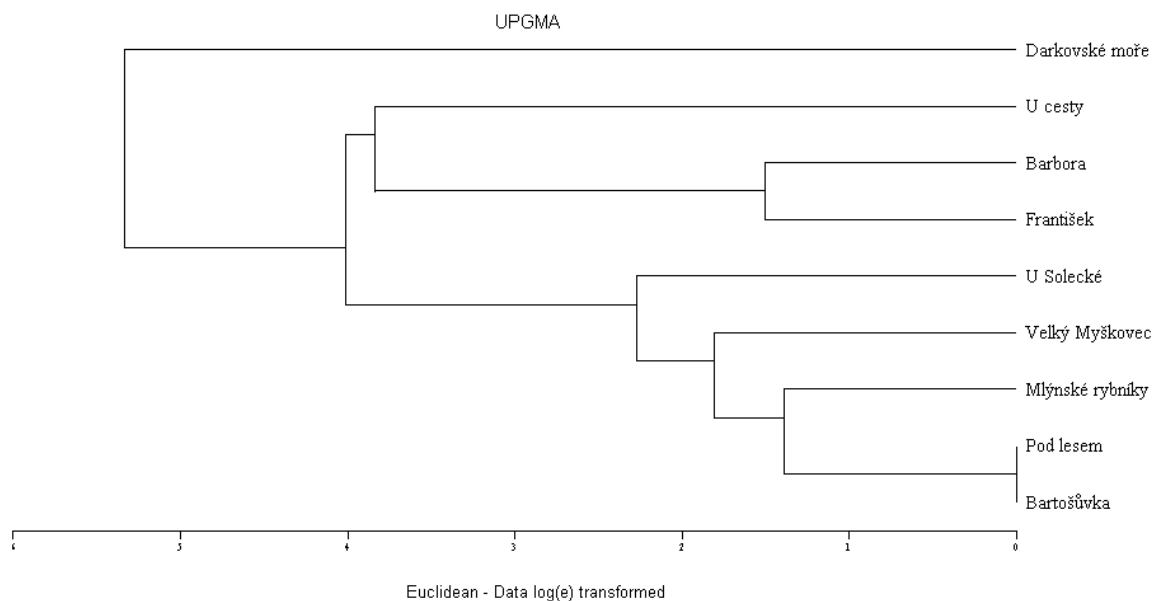
Obrázek 18. Výsledek analýzy hlavních komponent (PCA)- Variabilita podílu syngenetických tříd a její vztážitelnost na hydromorfologické parametry břehu. První ordinační osa koreluje nejvýznamněji s podílem lesního břehu (-0.65) (Břeh les[%]) a podílem břehu s hlusinovým násypem (0.75) (Břeh hlu[%]). Druhá osa koreluje se sklonem břehu (0.51) (Sklon [%]) Obě osy vysvětlují 53 variability. *Art vul*-*Artemisietea vulgaris*, *Aln glu*-*Alnetea glutinosae*, *Bid tri*-*Bidentetea tripartiti*, *Epi ang*-*Epilobietea angustifolia*, *Lem* – *Lemnetea*, *Lit uni*-*Littorelletea uniflorae*, *Men\_Car*-*Mentio-Cardaminetea*, *Mol\_Arr*-*Molinio-Arrhenatheretea*, *Pot*-*Potametea*, *Ste\_med*-*Stelarietea mediae*, *Que\_Fag*-*Querco-Fagetea*.

Vodní vegetace nebyla zjištěna na ploše Bartošůvka a Pod lesem. Největší počet vodních druhů rostlin byl zjištěn na stanovišti Darkovské moře. S ohledem na podíl jednotlivých vodních druhů, pokles František a Barbora je charakterizován dominancí druhu *Ceratophyllum demersum*. *Myriophyllum spicatum* dominuje na lokalitě U cesty. V poklesových nádržích U Solecké a Mlýnské rybníky, kde byl zjištěn malý podíl vodní vegetace (obr. 17), byl zaznamenán také nejmenší počet vodních druhů (obr. 19).



Obrázek 19 Procentuální podíl vodních druhů na jednotlivých lokalitách. *Utr\_vul* - *Utricularia vulgaris*, *Ran\_aqu* - *Ranunculus aquatilis*, *Pot\_luc* - *Potamogeton lucens*, *Pot\_pec* - *Potamogeton pectinatus*, *Pot\_obt* - *Potamogeton obtusifolius*, *Pot\_nod* - *Potamogeton nodosus*, *Pot\_nat* - *Potamogeton natans*, *Pot\_cri* - *Potamogeton crispus*, *Per\_amp* - *Persicaria amphibia*, *Nym\_alb* - *Nymphaea alba*, *Naj\_min* - *Najas minor*, *Naj\_mar* - *Najas marina*, *Myr\_spi* - *Myriophyllum spicatum*, *Lem\_min* - *Lemna minor*, *Elo\_can* - *Elodea canadensis*, *Cer\_dem* - *Ceratophyllum demersum*.

Shlukovací analýza podobnosti jednotlivých zkoumaných nádrží s ohledem na podíl vodních druhů rostlin ukázala největší odlišnost výzkumné plochy Darkovské moře. Další lokality byly rozděleny do dvou bloků. V prvním bloku se nachází lokalita Barbora, U Cesty a František. Poklesům, ve kterých nebyly zjištěny vodní druhy rostlin, (Bartošůvka, Pod lesem), jsou nejvíce podobné poklesy Mlýnské rybníky, Velký Myškovec a U Solecké (obr. 20).

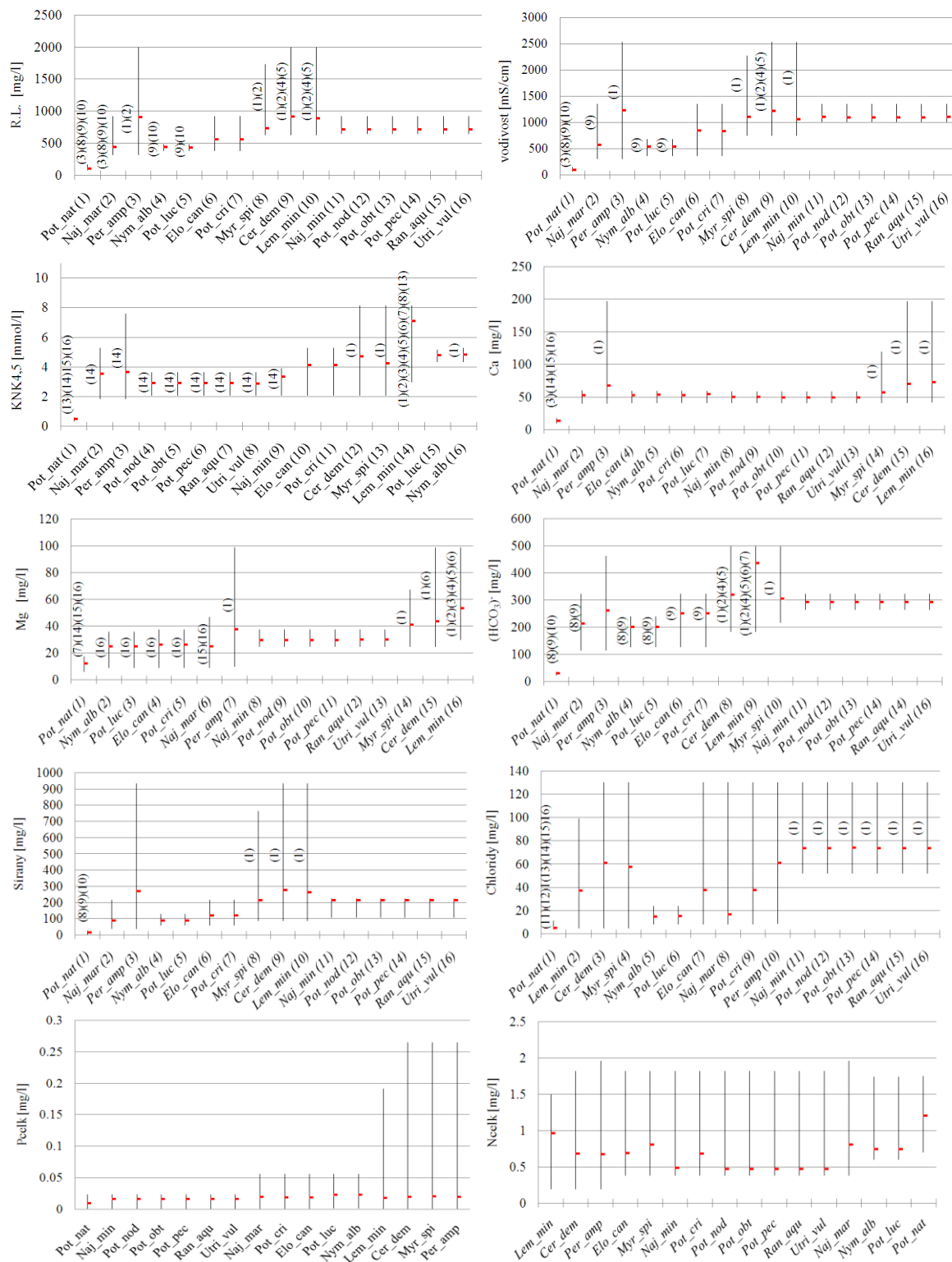


Obrázek 20 Shlukovací analýza podobnosti jednotlivých lokalit na základě podílu vodních druhů rostlin.

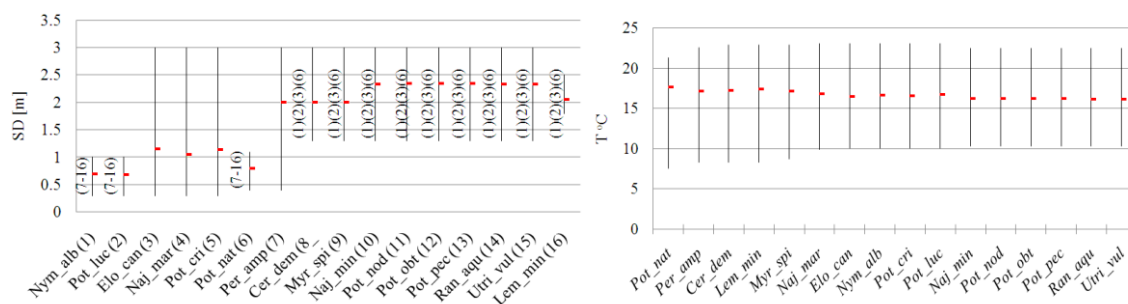
### 6.3 Analýza závislosti mezi hydrobiologickými a hydrochemickými parametry

Analýzy rozsahu výskytu jednotlivých vodních druhů rostlin ke sledovaným parametrům vod ukázaly, že ekologická amplituda druhů *Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum spicatum* a *Lemna minor* se nachází ve významně vyšším rozsahu koncentrací rozpuštěných látek,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  a síranů a alkality. Výše uvedené druhy ukázaly také širší rozsah výskytu při zvýšené koncentraci fosforu, než ostatní druhy. Nejsou to ale rozdíly významné. Všechny druhy ukázaly podobnou ekologickou amplitudu k obsahu dusíku a k teplotě. *Nymphaea alba*, *Potamogeton lucens* a *Potamogeton natans* jsou schopny existovat ve vodách s nižší průhledností vody (obr. 21).

Mgr. Łukasz Pierzchała: Studium závislostí mezi hydrochemickými parametry  
a charakterem vegetace zvodnělých poklesových kotlin



Mgr. Łukasz Pierzchała: Studium závislostí mezi hydrochemickými parametry  
a charakterem vegetace zvodnělých poklesových kotlin



Obrázek 21 Rozsahy výskytu vodních druhů rostlin k nejdůležitějším sledovaným hydrochemickým ukazatelům vod. Druhy, které ukázaly významný rozdíl rozsahu ve výskytu, než jiné druhy - označeno číslicemi vedle rozsahu. (testu Kruskal Wallis  $p < 0.05$ ). Červeně jsou označeny mediální hodnoty výskytu. *Cer\_dem* - *Ceratophyllum demersum*, *Elo\_can* - *Elodea canadensis*, *Lem\_min* - *Lemna minor*, *Myr\_spi* - *Myriophyllum spicatum*, *Naj\_mar* - *Najas marina*, *Naj\_min* - *Najas minor*, *Nym\_alb* - *Nymphaea alba*, *Per\_amp* - *Persicaria amphibia*, *Pot\_cri* - *Potamogeton crispus*, *Pot\_nat* - *Potamogeton natans*, *Pot\_nod* - *Potamogeton nodosus*, *Pot\_obt* - *Potamogeton obtusifolius*, *Pot\_pec* - *Potamogeton pectinatus*, *Ran\_aqu* - *Ranunculus aquatilis*, *Utr\_vul* - *Utricularia vulgaris*.

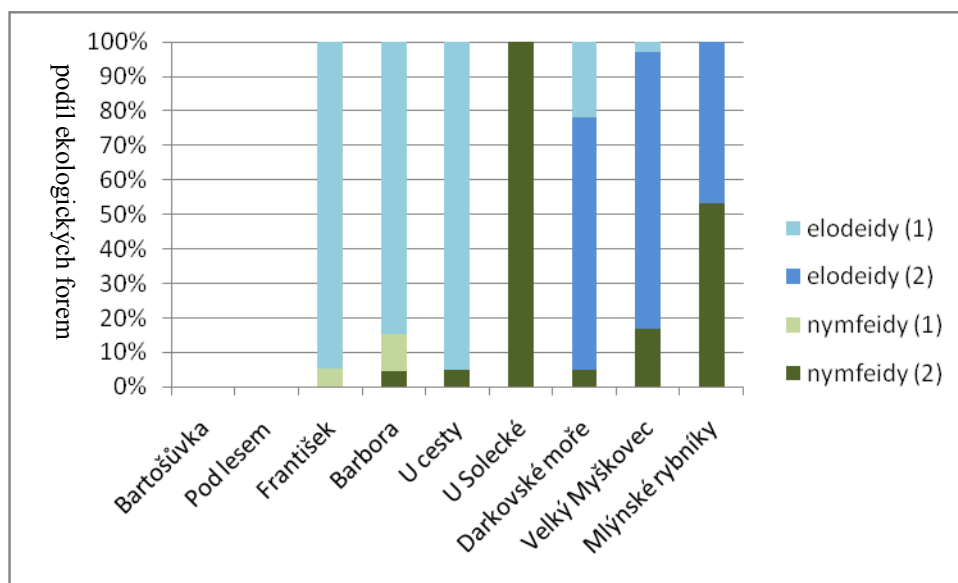
Analýza vztahů mezi podílem jednotlivých vodních druhů rostlin a hydrochemickými parametry vod ukázala následující závislosti:

- *Ceratophyllum demersum* a *Lemna minor* vykazují kladnou korelaci s hodnotou vodivosti a koncentrací R.L, vápníku, hořčíku a síranů. S tímto parametrem kladně koreloval také druh *Persicaria amphibia*;
- s průhledností vody kladně koreluje *Ceratophyllum demersum*;
- s koncentrací dusíku kladně koreluje *Potamogeton natans*, záporně koreluje s bohatostí vodních druhů a indexem biodiverzity (tab. 14, obr. 23).

Tabulka 14 Souhrn vztahů mezi podílem vodních druhů rostlin a různými proměnnými. Červeně jsou označeny významné hodnoty koeficientu korelace (Spearmanův rank test,  $p < 0,05$ )

	R.L. [mg/l]	vodivost [mS/cm]	Ca [mg/l]	Mg [mg/l]	Síraný [mg/l]	(HCO <sub>3</sub> ) - [mg/l]	Nek [mg/l]	Peck [mg/l]	SD [m]
<b><i>Ceratophyllum demersum</i></b>	0.76	0.71	0.69	0.78	0.67	0.77	-0.36	0.07	0.68
<b><i>Lemna minor</i></b>	0.8	0.73	0.81	0.81	0.77	0.6	-0.35	-0.14	0.54
<b><i>Persicaria</i></b>	0.64	0.63	0.67	0.6	0.68	0.28	-0.63	0.14	0.42
<b><i>Potamogeton</i></b>	-0.51	-0.21	0.12	-0.49	-0.45	-0.42	0.8	-0.47	-0.45
<b>Druhov</b>	-0.52	-0.20	0.19	-0.51	-0.46	-0.40	-0.73	-0.49	-0.46
<b>Shannonův index</b>	0.37	0.54	0.27	0.48	0.52	0.42	-0.7	0.49	0.52

Analýza podílu jednotlivých ekologických forem vodní vegetace ukázala, že dominující skupinou u většiny objektů, ve kterých byl zjištěn výskyt vodní vegetace, jsou elodeidy. Druhy ponořené (kořenicí) v sedimentu převládají na výzkumné nádrži Darkovské moře a Velký Myškovec. Dominantní formou vodní vegetace na lokalitách František, Barbora a U cesty jsou elodeidy netvořící kořenový systém. Poklesové kotliny U Solecké a Mlýnské rybníky jsou charakterizovány dominantním podílem nymfeidů kořenicích v sedimentu s plovoucími listy (obr. 22).



Obrázek 22 Procentuální podíl ekologických skupin vodní vegetace. Elodeidy (1) - ponořené zakotvené v sedimentu nebo plovoucí ve vodním sloupci. Elodeidy (2) - ponořené kořenicí v sedimentu. Nymfeidy (1) - rostliny plovoucí po hladině vody, nymfeidy (2) - rostliny kořenicí v sedimentu s plovoucími listy.

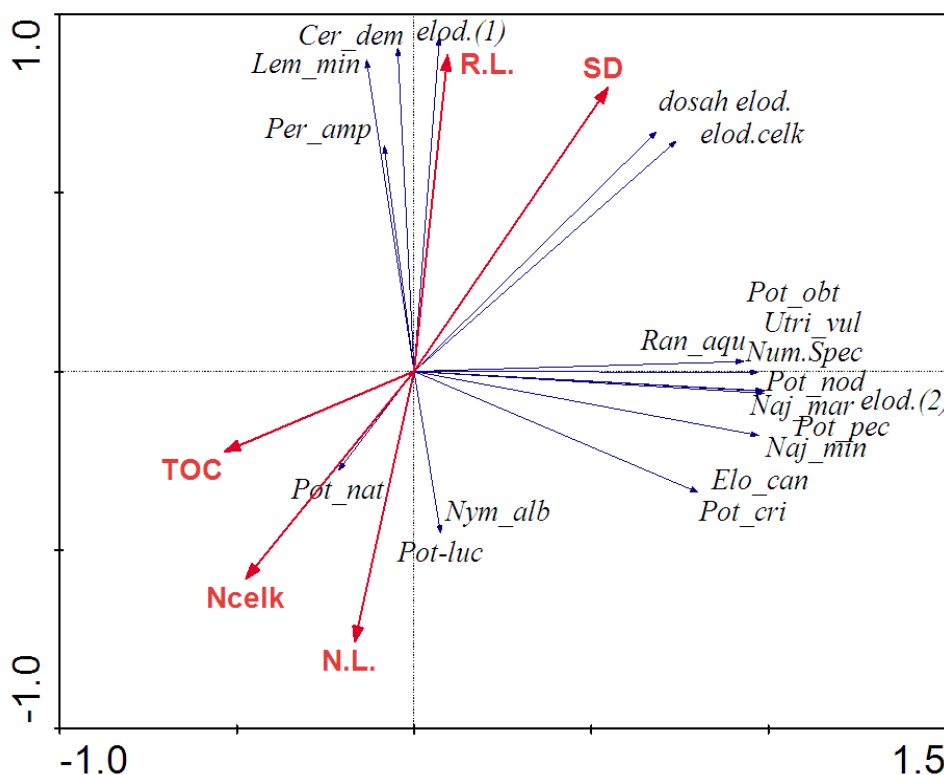
Tyto ekologické skupiny vodní vegetace vykazaly významné vztahy se sledovanými ukazateli vod:

- celkový podíl elodeidů a dosah ponořené vegetace (maximální hloubka výskytu) nejsilněji kladně koreluje s průhledností vody;
- submersní vegetace zakotvená v sedimentu významně kladně koreluje s obsahem rozpuštěných látek a záporně s koncentrací nerozpuštěných látek;
- kořenicí ponořené elodeidy vykazují zápornou korelaci s koncentrací organického uhlíku (tab. 15. obr. 23).

## a charakterem vegetace zvodnělých poklesových kotlin

Tabulka 15 Analýza vztahů mezi podílem jednotlivých vodních skupin druhů a ukazateli vod. Elod. celk- podíl ponořené vegetace, dosah elod. maximální hloubka výskytu ponořených makrofyt, elod(1) elodeidy ponořené zakotvené v sedimentu, elod(2) ponořené kořeničky v sedimentu. Červeně jsou označeny významné hodnoty koeficientu korelace (Spermanův rank test,  $p < 0,05$ )

	elod. celk	dosah elod	elod. (1)	elod. (2)
R.L. [mg/l]	0.78	0.79	0.9	-0.12
Mg [mg/l]	0.58	0.6	0.74	-0.23
Chloridy [mg/l]	0.8	0.82	0.7	0.21
Sířany [mg/l]	0.61	0.64	0.71	-0.12
Ncelk [mg/l]	-0.78	-0.82	-0.64	-0.42
N.L. [mg/l]	-0.73	-0.72	-0.83	0.23
TOC [mg/l]	-0.59	-0.6	-0.24	-0.73
SD [m]	0.86	0.86	0.72	0.17



Obrázek 23 Výsledek analýzy hlavních komponent (PCA)- variabilita vodní vegetace a její vztazitelnost na proměnné vodního prostředí. První ordinační osa koreluje nejsilněji s průhledností vody (SD) (0.55) a koncentrací organického uhlíku (TOC) (-0.53). Druhá osa koreluje s obsahem rozpuštěných látek (R.L.)(0.51), (N.L.) (-0,76) a celkového dusíku (N celk) (-0.58). Obě osy vysvětlují 73% variability.

*Cer\_dem* - *Ceratophyllum demersum*, *Elo\_can* - *Elodea canadensis*, *Lem\_min* - *Lemna minor*, *Naj\_mar* - *Najas marina*, *Naj\_min* - *Najas minor*, *Nym\_alb* - *Nymphaea alba*, *Per\_amp* - *Persicaria amphibia*, *Pot\_cri* - *Potamogeton crispus*, *Pot\_nat* - *Potamogeton natans*, *Pot\_nod* - *Potamogeton nodosus*, *Pot\_luc* - *Potamogeton lucens*, *Pot\_obt* - *Potamogeton obtusifolius*, *Pot\_pec* - *Potamogeton pectinatus*, *Ran\_aqu* - *Ranunculus aquatilis*, *Utri\_vul* - *Utricularia vulgaris*.

## 6.4 Hodnocení ekologického stavu

Nejlepší ekologický stav s ohledem na hydrochemické parametry a charakter vegetace vykazuje poklesové jezero Darkovské moře. Podobný, nicméně nižší stav, z důvodu menšího počtu vodních druhů, vykazuje poklesová kotlina Barbora. Všechny výzkumné plochy vykázaly velmi dobrý stav vzhledem k hodnotám pH, většina nádrží také s ohledem na obsah celkového fosforu. Nejnížší ekologický stav z hlediska koncentrace celkového dusíku ukázaly lokality Bartošůvka, Pod lesem, František a U Solecké. Poklesové jezero Bartošůvka projevilo také špatný ekologický stav s ohledem na průhlednost vody a charakter vodní vegetace. Charakter vegetace poklesových jezer U Solecké, Velký Myškovec a Mlýnské rybníky z důvodu malého podílu vodní vegetace nelze jednoznačně zařadit (tab. 16).

Tabulka 16 Souhrn hodnocení ekologického stavu jednotlivých lokalit – hraniční hodnoty pro jednotlivé parametry podle Moss et al. 2003

	Bartošůvka	Pod lesem	František	Barbora	U cesty	U Solecké	Darkovské moře	Velký Myškovec	Mlýnské rybníky
Ekotyp	14	14	14	15	15	17	14	14	14
pH	6.0-9.0	6.0-9.0	6.0-9.0	6.0-9.0	6.0-9.0	6.0-9.0	6.0-9.0	6.0-9.0	6.0-9.0
Pcelk µg/l	<30	<30	31-50	<30	51-100	<30	<30	<30	<30
Ncelk mg/l	>1.0<2.0	>1.0<2.0	>1.0<2	<0.6	>0.6<1.0	>1.0<1.5	<0.6	>0.6<1.0	>1.0<2.0
SD[m]	<1	<1	2-2.9	2-2.9	2-2.9	0.5-0.9	2-2.9	<1	<1
Dominující typ vegetace	chybí	chybí	elodeidy	elodeidy	elodeidy	nejasný	elodeidy	nejasný	nejasný
Druhové bohatství (počet druhů)	0	0	<3>0	<3>0	<3>0	<3>0	>10	<10>3	<3>0

Velmý dobrý	Dobrý	Průměrný	Nedostatečný	Špatný
-------------	-------	----------	--------------	--------



## 7 Diskuse

Jednotlivé zvodnělé poklesové kotliny, přestože mají podobnou genezi, se mezi sebou významně liší jak hydromorfologickými, tak hydrochemickými parametry. Z hlediska hydrochemického nejsilněji diferencuje tyto antropogenní nádrže salinita způsobená obsahem rozpuštěných látek. Získané výsledky tedy potvrzují předchozí závěry analýzy vod zvodnělých poklesových kotlin Raclavské - Škrobánkové (2007), Pertile (2007). Uvedené studie ukazují, že jednou z hlavních příčin slanosti vody v těchto nádržích je použití hlušiny pro tvarování břehů v procesu rekultivace. Analýza hydromorfologických vlastností zkoumaných nádrží neprokázala jednoznačně, že příčinou zvýšené koncentrace iontů ve vodě je podíl břehů s hlušinovým násypem. Avšak významný dopad použití hlušinového substrátu na charakter vod způsobený především uvolněním síranů do vod potvrzují také jiné studie: Molenda - Rzętała (2001) a Sierka et al. (2008). Rovněž v případě analyzovaných nádrží byla salinita způsobená hlavně vysokou koncentrací  $\text{SO}_4^{2-}$ , což nepřímo ukazuje, že zvýšená salinita může být ovlivněna procesem vyluhování hlušiny. Důvodem, proč nebyl zjištěn významný statistický vztah mezi podílem břehu s hlušinou a salinitou vod, může být fakt, že většina zkoumaných lokalit je průtočného charakteru. U tohoto typu vodních nádrží často dochází k ředění sladší vodou z přítoku (Raclavská et al. 2003, Pertile 2007). Ovlivnění vod poklesových kotlin procesem vyluhování iontů z hlušiny může být také závislé na objemu použitého odpadového materiálu, jeho charakteru, stáří a na tom, zda byla provedena skrývka zemin.

Hydromorfologické parametry vykazují významné korelace s charakterem pobřežní vegetace. Bylo prokázáno, že pokrytí břehu hlušinou může způsobit vznik ruderálních rostlinných společenstev (třídy *Artemisetea*, *Stellarietea* a *Agropyretea*). Jak je vidět ve výsledcích, druhy charakteristické pro rákosiny (třída *Phragmitetea*) preferují břehy bez hlušinového násypu, resp. s překryvem zúrodnitelnými zeminami. Významný podíl této vegetace v pobřežní zóně vodních nádrží je žádoucí, jednak z důvodů shodností stanovištních podmínek s přírodními (resp. přirozenými) vodními nádržemi, jednak s ohledem na plnění důležitých ekologických a ochranných funkcí rákosin. Rákosiny hrají důležitou protierozní roli, mají pozitivní vliv na kvalitu vody a podílejí se na vytváření útočiště pro celou řadu živočišných druhů včetně vodních ptáků (Stalmachová et al. 2003, Matuszkiewicz 2005).

Záporné korelace byly zjištěny mezi podílem třídy *Phragmitetea* a sklonem břehu. Strmé břehy jsou méně příznivé pro rozvoj vegetace, protože zesilují efekt mechanické činnosti vln a také zvětšují kolísání vodní hladiny (Weisner et al. 1997, Krolová, Čížková - Hejzlar 2010). Proto je v rekultivačních procesech potřeba věnovat pozornost tvarování a úpravě litorálu. Doporučuje se, aby byl sklon břehu 1:10 až 1:15, což umožňuje optimální rozvoj litorální vegetace a ostatních složek poklesové kotliny (Raclavská et al. 2003, Stalmachová et al. 2003).

Významný podíl druhů charakteristických pro antropogenní stanoviště a druhů s širokou ekologickou valencí v litorálním pásmu všech zkoumaných lokalit ukazuje, že přirozený proces sukcese, který by měl směřovat k vytvoření přírodě blízké pobřežní vegetace, je blokován. Ukazuje to potřebu provedení rekultivačních prací, které vychází z ekologických základů fungování a rozvoje litorální zóny. Vedlo by to k větší přirozenosti, biodiverzitě a eliminaci nežádoucích druhů rostlin v epilitorální zóně. Podrobné výsledky analýzy vlivů různých způsobů obnovy na charakter pobřežní vegetace zvodnělých poklesových kotlin ukazují následující práce: Stalmachová et al. (2003), Pierzchała - Sierka (2009), Pierzchała, Kašovská - Stalmachová (2011). Výsledky těchto prací ukazují, že je zapotřebí sanace zvodnělých poklesových kotlin provádět metodou řízené sukcese s cílem urychlení a usměrňování spontánního vývoje. Účinnost a nutnost použití tohoto typu obnovy v případě území postiženého důlní činností zdůrazňuje také řada autorů: Law - Morton 1996, Bradshaw 2000, Krzeklewski 1999, Stalmachová 2001, Stalmachová - Frank 2003.

Charakter vodní vegetace ukázal významné korelace s hydrochemickými parametry vod. Z důvodu, že průhlednost vody byla jednou z nejvýznamnějších proměnných vysvětlující variabilitu této ekologické skupiny, povahu těchto vztahů je možné analyzovat podle modelu alternativních stabilních stavů. Tato metoda byla použita k popisu ekologických procesů v různých ekosystémech, zároveň terestrických (Yates - Hobbs, 1997, Rietkerk - Van de Koppel 1997), mokřadních (Strehlow et al. 2005), především v mělkých jezerech (Scheffer 1989, 1993, 1998, Moss et al. 1996). Teorie předpokládá, že ve stejných abiotických podmínkách se může ekosystém nacházet v různých stabilních stavech. Pro vnitrozemské vodní nádrže se předpokládá, že mohou fungovat hlavně ve dvou režimech: s průhlednou nebo zakalenou vodou (Scheffer 1998).

Na základě analýzy hodnot SD byly zařazeny ke skupině, ve které se ve vegetačním období udržoval stav s průhlednou vodou, následující lokality: Barbora, Darkov, U cesty a František. Další lokality jsou charakterizovány zakalenou vodou (průměrná hodnota SD < 1m) (obr. 16).

Nízká průhlednost vody je optickou vlastností vody, která spočívá v rozptylu a absorpci slunečního záření částicemi přítomnými ve vodě. Zákal může způsobit resuspenze dnových sedimentů, fytoplankton, humínové kyseliny nebo jiné organické a anorganické kontaminující látky. Základním a široce používaným způsobem hodnocení průhlednosti vody je měření pomocí Seccioho desky. Není to nejlepší způsob hodnocení pronikání slunečního světla ve vodním prostředí, protože se tímto specifikuje pouze vizuální viditelnost vody a hodnocení je tedy subjektivní. Nicméně vzhledem k nízkým nákladům a snadnému měření je to všeobecně uznávaná metoda při studiu vodních ekosystémů (Scheffer 1998). Zjištěná významná korelace mezi SD a maximální hloubkou výskytu ponořené vegetace podporuje platnost této metody k vyhodnocení daného parametru. Viditelnost vody je také základním a komplexním indikátorem kvality vody. Udržování stavu s průhlednou vodou se považuje za více žádoucí vzhledem k vyšší funkční hodnotě a větší biologické rozmanitosti vodních nádrží (dobrý ekologický stav) (Moss 1998, 2003, Scheffer 1998, Ciecierska 2008).

Řada autorů zdůrazňuje, že průhlednost vody ve sladkovodních ekosystémech je do značné míry závislá na nízké koncentraci živin, hlavně fosforu (Schindler 1977, Kentzer 2001, Suchowiec - Górniak 2006). Koncentrace fosforu (také dusíku), nemá přímý vliv na průhlednost vody, ale nízké koncentrace těchto základních živin mohou ve vodním sloupci omezovat růst fytoplanktonu. Analýza hydrochemických parametrů nepotvrdila významný vztah mezi koncentrací fosforu a průhledností vody. Ve skupině zkoumaných nádrží se přes významné rozdíly ve viditelnosti vody obsah fosforu udržoval na podobné úrovni, přičemž byla prokázána významná záporná korelace mezi celkovým dusíkem a průhledností vody. Nicméně koncentrace dusíku v poklesech se zakalenou vodou (Bartošůvka, Pod lesem a U Solecké) se nelišila od poklesu s vodou průhlednou (František). Ukazuje to, že koncentrace živin nejsou nejvýznamnějším faktorem zodpovědným za udržování stavu s průhlednou vodou v ekosystémech zvodnělých poklesových kotlin.

Zkoumané nádrže, ve kterých se udržoval režim s průhlednou vodou, jsou charakterizovány zvýšenou koncentrací rozpuštěných látek; a také byla zjištěna významná kladná korelace mezi salinitou a průhledností vody. Zdá se, že koncentrace R.L., může být důležitým faktorem zodpovědným za zvýšení průhlednosti vody v těchto ekosystémech. Vyšší salinita ( $R.L. > 1000 \text{ mg.l}^{-1}$ ) může přímo inhibovat růst fytoplanktonu (Raclavská et al. 2003, Konečná 2007). Koncentrace rozpuštěných látek nad  $200 \text{ mg.l}^{-1}$  může také zmenšovat zákal snížením koncentrace nerozpuštěných látek (Nielsen a Hillman 1999, Oliver et al. 1999). Ionty zejména vápníku a hořčíku se srážejí s jinými částicemi ve vodě, což způsobuje jejich fluktuace a usazování. Tento proces potvrzují zjištěné záporné korelace mezi obsahem nerozpuštěných látek a koncentrací R.L. a hořčíku. Negativní korelace s obsahem rozpuštěných látek ukázal také obsah dusíku a frakce  $\text{NH}_4^+$ . Mechanismus efektivní vazby  $\text{NH}_4^+$  jemnými frakcemi půdy s rostoucí salinitou naznačuje Lopez (2002). Nicméně, nádrž Bartošůvka se vyznačuje jednou z nejnižších průměrných hodnot SD ( $<1\text{m}$ ) i přes poměrně vysokou koncentraci rozpuštěných látek ( $542\text{--}790 \text{ mg.l}^{-1}$ ). To dokazuje, že zvýšená salinita vod poklesových kotlin není jediný faktor zodpovědný za snížení zákalu vody.

Stav s průhlednou vodou se udržoval ve všech nádržích, ve kterých se litorální zóna vyznačovala významným podílem vodní vegetace. Podíl ponořené vodní vegetace ukázal významnou kladnou korelaci s průhledností vody. Tyto skutečnosti naznačují důležitou roli vodní vegetace jako biologického prvku zodpovědného za snížení zákalu vody. Významný vliv především ponořené vegetace na udržování režimu s průhlednou vodou zdůrazňuje řada autorů, např. Scheffer (1998), Moss (1998), Hejzlar (2006), Ciecierska (2008). Stav s průhlednou vodou v nádržích s významným podílem eleoidů byl udržován v širokém rozsahu hydrochemických parametrů. Uvedené nádrže se mezi sebou lišily jak z hlediska obsahu celkového dusíku, tak i koncentrací iontů (síranů, hydrogenouhličitanů, vápníku). Získané výsledky potvrzují předpoklady modelu alternativních stabilních stavů, tj. že režim s průhlednou vodou se může udržovat v docela širokém rozsahu hydrochemických parametrů, protože udržování odlišných režimů je založeno na složitých biofyzikálních a biochemických interakcích, které probíhají ve vodním ekosystému. Detailní znalost těchto vztahů vyžaduje další podrobné studie. Nicméně na základě dosažených výsledků lze předpokládat, že podíl vegetace a salinita jsou jedny z nejdůležitějších faktorů

zodpovědných za udržování stavu s průhlednou vodou v ekosystémech zvodnělých poklesových kotlin.

Výsledky ukazují také významné závislosti mezi salinitou a charakterem vodní vegetace. Kladnou korelaci mezi obsahem rozpuštěných látek a podílem elodeidů je možné vysvětlit vlivem salinity na průhlednost vody, čímž se vytváří lepší podmínky pro rozvoj ponořené vegetace. Nicméně vysoký obsah R.L. může mít také nepříznivý vliv na rozmanitost této ekologické skupiny. Největší počet vodních druhů byl zjištěn v nádržích, jejichž hodnoty parametru R.L. se pohybovaly v rozsahu 300 mg.l<sup>-1</sup> až 1000 mg.l<sup>-1</sup>. Nádrže s vyšší slaností (Barbora, U Cesty) se vyznačovaly vysokým podílem eleoidů, ale malým počtem druhů vodní vegetace. V litorální zóně dominovaly eleoidy s širokou ekologickou amplitudou *Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum spicatum*. Zdůrazňuje se, že jsou to také druhy, které jsou odolné vůči vyšší salinitě (Podbielkowski - Tomaszewicz 1982). Zdá se, že tyto výsledky potvrzují toxické působení hodnot salinity nad 1000 mg.l<sup>-1</sup> pro mnoho sladkovodních druhů rostlin a proces mizení citlivých druhů, což vede ke ztrátě biologické rozmanitosti (Hart et al. 1991, Metzeling et al. (1995), Bailey (1998), Bailey - James (2000).

Dominantními ionty, které způsobují salinitu v nádržích o koncentraci R.L. >1000 mg.l<sup>-1</sup>, jsou sírany. Obsah chloru Cl<sup>-</sup> se udržoval na podobné úrovni jako v případě lokality Darkov, ve které byl zjištěn největší počet vodních druhů. Menší rozmanitost poklesu v slanosti vyšší než 1000 mg.l<sup>-1</sup> může být tedy způsoben přímým negativním dopadem osmotického tlaku nebo nepřímým vlivem síranu. Při vysoké koncentraci iontů SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> za anaerobních podmínek dochází ke vzniku H<sub>2</sub>S, který má toxické účinky zvláště na ponořenou kořenující vegetaci (Wijick et al. 1992, Lambers, Chapin - Pons 2008, Reddy - DeLaune 2008).

Jiným důvodem nízkého počtu druhů v nádržích s R.L. > 1000 mg.l<sup>-1</sup> může být také proces vytlačení ostatních druhů expanzivními nekořenicími eleoidy, jako *Ceratophyllum demersum* a *Myriophyllum spicatum*. Možnost působení takového mechanismu podporuje zjištěná kladná korelace koncentrací iontů a podílem *Ceratophyllum demersum*. Není možné také vyloučit, že příčinou malého počtu druhů v nádržích s koncentrací iontů větší než 1000 mg.l<sup>-1</sup> je nedostupnost diaspor jiných druhů vodních rostlin. Charakter vodní vegetace nádrže s vyšší slaností (Barbora, U cesty) vykazuje velkou podobnost ve složení

k nádrži s R.L.  $<1000 \text{ mg.l}^{-1}$  (lokalita František - nacházející se v jejich blízkosti). Tyto poklesy, nacházející se ve stejném území, patří k neprůtočnému typu, mají relativně malou plochu a jsou vzdáleny od povodí Olše, které je významným zdrojem diaspor pro vodní druhy rostlin. Tuto otázku by pomohla vyřešit analýza semenné banky vodní vegetace ve spodních sedimentech nádrží. Aktuálně nelze jednoznačně určit, co je příčinou menšího množství vodních druhů v nádržích, ve kterých je slanost vyšší než  $1000 \text{ mg.l}^{-1}$ . Z toho vyplývá jednoznačná potřeba podrobné studie na větším počtu lokalit a laboratorní experimenty, které by mohly osvětlit uvedený problém. Nicméně se zdá být oprávněné s ohledem na získané výsledky a závěry jiných studií, přijmout hodnotu  $1000 \text{ mg.l}^{-1}$  R.L. jako limitní, nad kterou může docházet ke snížení a ohrožení biodiverzity sladkovodní vegetace.

Zvodnělé poklesové kotliny, ve kterých v litorální zóně dominují takové druhy jako *Myriophyllum spicatum*, *Ceratophyllum demersum*, které tvoří kořenový systém, a jejichž biomasa je odolná vůči rozkladu, mohou být ohrožené rychlým zazemňováním (Podbielkowski - Tomaszewicz 1982 Matuszkiewicz 2005). Při nedostatečném podílu kořenicích vodních druhů rostlin nedochází k oxidaci dnových sedimentů (důležitá ekologická funkce této vegetace) (Flessa 1994). Nedostatek aerobních zón v sedimentech ovlivňuje činnost bakteriobentosu (hlavní destruenti), což může přispívat k rychlé kumulaci organické hmoty (Lampert - Sommer 2007, Reddy - DeLaune 2008). Ohrožení procesem rychlého hromadění organických látek v sedimentech v těchto ekosystémech popisuje Raclavská et al. (2003)

Vodní ekosystémy s malou rozmanitostí se vyznačují nižší resistencí (Walker et al. 1999; Folke et al. 2004). Proto je jedním z důležitých parametrů pro hodnocení ekologického stavu druhová bohatost vodní vegetace. S ohledem na tento parametr v nádrže Barbora, U Cesty a František jsou klasifikovány jako nádrže s nízkým ekologickým stavem i přesto, že fyzikální a chemické parametry jsou klasifikovány pro stav dobrý nebo velmi dobrý. Rekultivačním cílem v případě těchto nádrží by mělo být zvýšení počtu vodních druhů a hlavně zavádění geoidů, které přispívají k aeraci dnových sedimentů. Při výběru druhové skladby v případě nádrží Barbora, U Cesty vzniká otázka zvýšené salinity. Analýza ekologických tolerancí jednotlivých druhů vodních rostlin neukázala druhy z této skupiny, které by se vyskytovaly ve vodách s tak vysokou salinitou. Podbielkowski - Tomaszewicz (1982) zdůrazňují, že *Najas marina* je druhem s této ekologické skupiny s vysokou

odolnosti vůdčí salinitě. Proto se doporučuje při sanačních pracích podporovat osídlení tohoto druhu v poklesu Barbora a U Cesty (navíc tento druh patří podle Červeného seznamu rostlin k silně ohroženým druhům – C2, Procházka 2001).

Podle přijaté metodiky hodnocení ekologického stavu jsou referenčním typem vegetace v litorální zóně pro nádrže o salinitě nad 1100 mg.l<sup>-1</sup> parožnatky (*Chara sp.*). Nicméně uvedená metodika neurčuje maximální hodnoty, při kterých je tento typ vegetace schopen existovat. Aktuálně jsou nádrže charakterizovány salinitou menší než 2000 mg.l<sup>-1</sup>, nicméně vzhledem k charakteru těchto nádrží (neprůtočné nádrže s významným podílem břehů s hlušinovým násypem) je možné, že v dlouhodobém horizontu může dojít ke zvýšení slanosti nad hodnotu 4000 mg.l<sup>-1</sup>, při které je sladkovodní vegetace nahrazena halofyty, jako *Ruppia sp.* (Nielsen et al. 2003). Vzhledem k tomu, že druhová rozmanitost těchto ekosystémů je mnohem nižší, proces zvyšování salinity je považován za degradaci sladkovodních ekosystémů. Na druhé straně se zdůrazňuje význam slaných vnitrozemských ekosystémů pro zachování specializovaných druhů rostlin a živočichů (Jin 2008).

V případě nádrže František by se měl provést pokus transferu diaspor vodních druhů z lokality Darkov. Transfer je možný zároveň z hlediska hydrochemické podobnosti parametrů vod těchto vodních ploch, tak také shodností ekologické valence vodních druhů. Úspěšná reintrodukce alespoň části druhů by způsobila zvýšení rozmanitosti a zlepšení ekologického stavu této nádrže.

Ve skupině zkoumaných nádrží je lokalita Darkov charakterizována jako nádrž s nejlepším ekologickým stavem, s ohledem na hydrochemické parametry a charakter vodní vegetace (velký počet druhů a dominance ponořené vegetace). Vliv na větší druhovou bohatost může mít větší plocha této nádrže. Velká jezera jsou charakterizována větší biodiverzitou vodní vegetace. Nádrž Darkov je také mnohem hlubší, než ostatní zkoumané lokality, což může mít vliv na fyzikální a chemické parametry (Ciecierska 2008). Vzhledem k podobné genezi vývoje poklesových kotlin bylo hodnocení ekologického stavu provedeno podle stejných kritérií, jako u ostatních poměrně mělkých a menších poklesových jezer. Možnost a vhodnost použití přijaté metody k hodnocení stratifikovaných nádrží zdůrazňuje také Moss et al. (2003).

Hodnocení ekologického stavu lokality Darkov ukázalo velmi dobrý stav chemických parametrů, nicméně s ohledem na průhlednost vody a charakter vodní vegetace tato lokalita byla přiřazena k nádržím s průměrným ekologickým stavem (dominance ponořených cévnatých rostlin). Stav dobrý a velmi dobrý je určen pro vodní ekosystémy, ve kterých je průhlednost vody větší než 3 m a v zóně ponořených rostlin dominují parožnatky (*Chara spp.*). Skupina parožnatek je v rámci ponořené vegetace nejen dobrým ukazatelem ekologického stavu, ale také plní velmi důležité ekologické funkce (Forsberg et al. 1990, Pelechaty 2004, Pokorný - Květ 2004). Druhy rodu *Chara* preferují vody z vyšší koncentrací rozpuštěných látek. Důvodem, proč se tento typ vegetace nevyvinul v nádrži Darkov, může být příliš malá průhlednost vody ( $< 3\text{m}$ ) nebo omezení v dostupnosti genetické informace (nebyly nalezeny literární údaje o výskytu této skupiny na Karvinsku). Pokus reintrodukce parožnatek ze skupiny *Chara* by byl účinným nástrojem pro posouzení ekologického stavu poklesové kotliny Darkov a úspěšná reintrodukce by přispěla k podstatnému zlepšení vod a ekosystému. Možným zdrojem diaspor jsou vodní nádrže v polské části Horního Slezska.

Ve skupině nádrží, ve kterých se udržoval stav se zakalenou vodou, vykazuje s ohledem na hydrochemické parametry největší podobnost k lokalitě Darkov nádrž Bartošůvka. V této lokalitě nebyl zjištěn výskyt obou skupin rostlin - nymfeidů a eleoidů. Proto, s ohledem na charakter vegetace a nízkou průhlednost vody této nádrže, je charakterizována jako nádrž s nízkým ekologickým stavem. Vzhledem k charakteru břehů (velký sklon) a pozorované retenční funkci (nádrže malé retence) bylo v této nádrži zaznamenáno významné kolísání vodní hladiny. Potvrzuje to i významný podíl třídy *Bidentetea tripartiti* v litorální zóně. Tato třída je charakteristická pro nádrže s velkým kolísáním hladiny vody (Matuszkiewicz 2005). Podobné vysoké fluktuace, a dokonce i záměrné vypouštění vody během vegetačního období bylo zaznamenáno také v nádrži Pod lesem. V této nádrži se nevyskytují vodní rostliny a viditelnost vody se udržuje na nízké úrovni. Velké horizontální pohyby vody ve spojení s nízkou průhledností vody mohou výrazně negativně ovlivňovat vodní vegetaci (Hejný - Husák 1978, Moss 2008, Krolová, Čížková - Hejzlar 2010).

Chemické parametry vody těchto nádrží odpovídají ekologické amplitudě mnoha zjištěných vodních druhů, nicméně s ohledem na vodní režim, je zlepšení ekologického stavu zavedením této vegetace v procesu sanace, obtížné. Je zajímavé, že údaje z let 2001-



2003 (Stalmachová et al. 2003) hodnotí nádrž Pod lesem jako druhově bohatou, uvádějí dokonce výskyt *Riccia fluitans* v litorální zóně. Z toho vyplývá, že pozdější zásahy do systému vodní nádrže (vypuštění vody a pravděpodobné následné rybochovné účely) výrazně poškodily ekologický stav této poklesové kotliny.

Největší podobnost z hlediska hydrochemických parametrů ve skupině nádrží, ve kterých se udržoval stav se zakalenou vodou, vykazují poklesové kotliny Velký Myškovec a Loucký rybník. Jsou to nádrže o podobné velikosti, hloubce a lokalizaci. Jedná se o průtočná poklesová jezera spojená malým vodním tokem -Mlýnkou. Nízká průhlednost vody se odráží v podobnosti s ohledem na podíl plovoucích a ponořených druhů (třída *Potamatea*). V případě nádrže Velký Myškovec může být zákal vody způsoben zvýšenou koncentrací nerozpuštěných látek (průměr N.L.  $> 9 \text{ mg.l}^{-1}$ ), není to ale mrtvá organická hmota, jak navrhl Pertile (2007), protože koncentrace TOC je na stejné úrovni, jako u nádrží s průhlednou vodou. Důvodem zákalu vody může být proto resuspenze minerálních dnových sedimentů nebo vyšší koncentrace řas. Aktuální hodnota chlorofylu pro tyto nádrže není k dispozici, ale průměrná hodnota v nádrži Velký Myškovec zjištěná v roce 2003 se udržovala na úrovni  $44,27 \text{ mg.l}^{-1}$  (Raclavská et al. 2003). Už při koncentraci nad  $40 \text{ mg.l}^{-1}$  může dojít k významnému snížení průhlednosti vody (Scheffer 1998). V tomto případě ale větší koncentrace řas by nebyla způsobena vyšší koncentrací živin (dusík a fosforu), protože koncentrace těchto látek se nelišila od nádrží, které se charakterizovaly průhlednou vodou. Nicméně vysoká koncentrace řas v ekosystému mělkých nádrží může být také důsledkem narušení potravního řetězce. Protože jsou tyto nádrže intenzivně rybolovně využívány, vyšší koncentrace fytoplanktonu může být způsobena nesprávnou strukturou rybí populace. Malý počet ryb, které se živí fytoplanktonem a převaha ryb požírajících zooplankton, snižuje koncentraci zooplanktonu, jednoho z hlavních prvků zodpovědných za udržování nízké koncentrace řas v mnoha vodních ekosystémech. Také malý podíl vodní vegetace způsobuje, že dochází k úbytku útočišť pro zooplankton, který je vystaven tlakům predátorů. Potvrzení těchto vztahů jako faktorů zodpovědných za údržbu zakalené vody vyžaduje provedení komplexní analýzy struktury nádrží z hlediska všech popisovaných biologických složek. Nicméně, vzhledem k nízkým nákladům je možné provést pokus manipulace strukturou rybí populace (proces biomanipulací). Snížení koncentrace fytoplanktonu by mohlo vést ke zlepšení světelných podmínek natolik, že by to umožnilo rychlý rozvoj vodní vegetace. V případě těchto nádrží

by transfer diaspor nebyl nutný (počet zjištěných druhů, dostupnost diaspor, geneze). Zvýšení podílu vodní vegetace by zároveň přímo přispívalo ke snížení zákalu vody (zvýšení stability dnových sedimentů) a plnilo by stabilizační funkce v procesu udržování stavu s průhlednou vodou (mimo rozvoje útočišť pro zooplankton).

Výhodné podmínky pro rozvoj vodní vegetace způsobené dominancí zooplanktonu v raných fázích vývoje antropogenních nádrží, kde dosud nebyla dostatečně vyvinuta rybí populace, zdůrazňuje Heteša - Marvan (1984) a Krahulec - Lepš (1994). Tyto studie ukazují nutnost transferu diaspor vodní vegetace už v počátečních fázích vývoje zvodnělých poklesových kotlin, hlavně v případě, kdy může být dostupnost genetické informace omezena. Umožní to rychlý rozvoj vodní vegetace, která bude plnit stabilizační funkce v dalších fázích sukcese.

Největší rozdíly, s ohledem na hydrochemické parametry v celé skupině zkoumaných nádrží, ukázal pokles u Solecké. Voda v této lokalitě je charakterizována nejvyšším obsahem organických látek. Vysoký obsah těchto látek je pravděpodobně způsoben přítokem z okolního lužního lesa (*Alnetum flutinosae*). Proces zásobování lesních nádrží organickou hmotou zdůrazňují Górníak (1996) a Kentzer (2001). Proces potvrzuje také zjištěná významná korelace mezi obsahem TOC a podílem zalesněného břehu. Předchozí práce ukazují, že v případě lokality U Solecké jsou to ve většině organické látky humínového původu (Raclavská et al. 2003, Konečná 2007). Vysoký obsah humínových látek vysvětluje nízkou průhlednost vody. Tyto látky způsobují zabarvení a zákal vody (zvýšení absorpce světla) (Frimmel 1994). Ovlivňují rozsah eufotické zóny ve vodním ekosystému (Górníak 1996). V přírodních jezerech bylo zjištěno v důsledku zvýšení obsahu humínových látek poškození zonace litorální vegetace a snížení biodiverzity. V první řadě ustupuje ponořená vegetace (Bociąg 2000, 2003, Bociąg - Szmeja 2001, Banaś 2005). Srovnání současné koncentrace TOC z výsledky měření minulých let ukázalo zvýšení koncentrace organického uhlíku, což může znamenat vzrůst koncentrace humínových látek. Tento proces mohl vést k ústupu zjištěných ponořených druhů v této nádrži v předchozích letech: *Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum verticillatum*, *Potamogeton fluitans* (Konečná 2007). Jediným aktuálně zaznamenaným vodním druhem byl *Potamogeton natans*. Ve skupině zkoumaných devíti nádrží se tento druh ukázal jako druh s úzkým rozsahem ekologické amplitudy pro vody s vysokým obsahem organického uhlíku a nízkým obsahem rozpuštěných látek včetně vápníku. Není

ale možné uznat tento druh jako indikátor typu vod proto, že obecně je to druh s širokou ekologickou valencí (Podbielkowski - Tomaszewicz 1982).

V případě lokality U Solecké může vysoká koncentrace humínových látek způsobit zjištěnou nejnižší koncentraci rozpuštěných látek. Humínové sloučeniny tvoří koloidní komplexy, které způsobují vysrážení iontů z vodného roztoku (Gałka - Bociąg 2006). Koncentrace vápníku v případě této nádrže dosahovaly hodnot mnohem nižších než  $25 \text{ mg.l}^{-1}$ , což umožňuje přiřadit tuto lokalitu k ekosystémům s měkkou vodou (Kolada et al. 2005). Nicméně, vytvoření přirozené vegetace pro tento typ vodních ekosystémů s ohledem na nízkou průhlednost vody není možný. Absence ponořené vegetace a malá druhová diverzita způsobuje, že aktuální ekologický stav je nízký. Rekultivační procesy zaměřené na omezení přítoku organické hmoty z povodí by mohly zlepšit ekologický stav nádrže. Změny charakteru vegetace ukazují, že lokalita U Solecké díky spontánní sukcesi směřuje k rašeliništi. Významný podíl *Sphagnum sp.* v litorální zóně byl pozorován na východním břehu nádrže. Vzhledem k vysoké hodnotě uvedeného typu ekosystému a skutečnosti, že činnosti zaměřené na omezení zásobování vody organickou hmotou se zdají obtížně proveditelné, v případě této nádrže se doporučuje pozorování přírodních procesů a sledování koncentrací dusíku, který může negativně ovlivňovat vývoj rašelinišť (Lamers et al. 2000).

Ve skupině zkoumaných lokalit se nenacházela nádrž, která by byla ovlivněna procesem eutrofizace (vysoké koncentrace živin způsobující vodní květ). Na možnost výskytu procesu eutrofizace v těchto typech ekosystémů upozorňují jiné studie: Raclavská et al. (2003), Strzelec, Spyra - Serafiński (2010). Literární údaje ukazují, že zlepšení ekologického stavu silně eutrofizovaných nádrží je možné dosáhnout rovněž na základě umožnění (v procesu rekultivace) vývoje vodní vegetace. Metoda MLS-IER (modified local soil induced ecological restoration), jak znázorňují laboratorní a terénní experimenty, je efektivní metodou podporující rozvoj vodní vegetace také v silně eutrofizovaných nádržích (Pan 2005, 2006a, 2006b, 2010). Kromě toho, jak ukazují autoři, je tato metoda levná, snadná pro použití a založená na biologicky příznivých materiálech. Rekultivační proces zahrnuje aplikace modifikovaných mělkých frakcí půdy s diasporami vodní vegetace na povrch nádrží. Modifikace půdy (místní neznečištěné písčité zeminy s podstatným podílem jílových částí) je založena na přidání malého množství biologicky

rozložitelných polymerových sacharidů, jako je chitosan. Umožňuje to výrobu účinného fluktuantu, který způsobuje adhezi řas a frakcí fosforu a dusíku a jejich usazování v dnových sedimentech. Aplikace takto upravené půdy na povrchy nádrží způsobují zvýšení průhlednosti vody a snížení koncentrace fosforu a dusíku ve vodním sloupci. Díky tomu se tvoří příznivé podmínky pro růst vodní vegetace, vývoj, který zajišťuje zlepšení ekologického stavu a udržení režimu s průhlednou vodou. Na základě terénních měření je nutné rozhodnout, zda je nutné aplikovat tyto metody v procesu rekultivace zvodnělých poklesových kotlin ohrožených procesem eutrofizace.

Hodnocení současného ekologického stavu zkoumaných poklesových kotlin bylo provedeno na základě fyzikálně-chemických parametrů a charakteru vodní vegetace s využitím metody ECOFRAME version 7. Vodní vegetace potvrdila své indikační vlastnosti, zejména ve vztahu k průhlednosti vody, která je jedním z hlavních parametrů kvality vody (Toivonen - Huttunen 1995; Heegaard et al. 2001, Moss et al. 2003, Kłosowski et al. 2004, Lacoul - Freedman 2006). Pro přesnější posouzení ekologického stavu zvodnělých poklesových kotlin se doporučuje aplikovat metoda MFI (macrophytoindication method) (Ciecierska 2008). Tato metoda však vyžaduje stanovení referenčního stavu pro každý typ vodního ekosystému. V případě přírodních nádrží jsou fytoceózy nejméně změněné, s vysokou stabilitou a odpovídající biodiverzitou (Schaumburg 2004, Ciecierska 2008). V případě analyzovaných antropogenních nádrží vzhledem ke zvláštní genezi a intenzivnímu lidskému vlivu je možné jenom určit nejlepší dosažitelný stav („best attainable condition” sensu Stoddard, et al. 2006). Také vzhledem k velké různorodosti nádrží - poklesových kotlin z hlediska hydromorfologického a hydrochemického, je pravděpodobně nutné rozdělit tyto nádrže do jednotlivých skupin na základě nejdůležitějších faktorů, které ovlivňují jejich ekologický stav a v dalším kroku určit pro každý takto vymezený typ vodního ekosystému nejlepší dosažitelný stav. Umožní to nejenom přesné určení ekologického stavu jednotlivých poklesových kotlin, ale také to umožní vymezení přesného cíle, ke kterému by měly směřovat rekultivační postupy (Rooney - Bayley 2010).

## 8 Návrh hydrické rekultivace

S ohledem na velkou individualitu jednotlivých zvodnělých poklesových kotlin, návrh hydrické rekultivace je možné vypracovat jenom na základě podrobného biovýzkumu a přesné hydromorfologické a hydrochemické charakteristiky řešené lokality. Jedním z nejdůležitějších cílů daného typu rekultivace musí být vždy zajištění dobrého ekologického stavu. Ke splnění tohoto cíle je nutné v průběhu rekultivačních prací vytvořit optimální podmínky pro vývoj pobřežní a vodní vegetace. V rekultivačních procesech je proto nutné omezit využití hlušinového násypu do technického minima a zajistit mírný sklon břehu (1:10 až 1:15). V dalším kroku procesem řízené sukcese směřovat pobřežní vegetaci k vytvoření mokřadních rostlinných společenstev. Mírný sklon břehu omezuje také kolísání hladiny vody (zajištění výhodného vodního režimu pro vývoj vodní vegetace).

V rekultivačním procesu je nutné zjistit, v jakém režimu se udržuje řešená lokalita (stav s průhlednou nebo zakalenou vodou). Průhlednost vody je možné hodnotit na základě měření Secchiho deskou. V případě poklesových kotlin, ve kterých se ve vegetačním období udržuje stav s nízkými hodnotami SD ( $< 1\text{m}$ ), je nutné zjistit faktor, který zodpovídá za tento stav. Jestliže je příčinou omezení průhlednosti vody dominance fytoplanktonu (obsah chlorofylu nad  $40\text{ }\mu\text{g}$ ) a koncentrace živin nevykazuje zvýšené hodnoty, doporučuje se provedení procesu biomanipulace. Spolu s tímto procesem je třeba zajistit dostupnost diaspor pro vytvoření vodní vegetace. V případě poklesů, ve kterých se salinita vody nezvyšuje nad  $1000\text{ mg.l}^{-1}$ , doporučujeme transfer diaspor vodních druhů rostlin s lokality Darkovské moře a Velký Myškovec; především druhy, které jsou schopny existovat také v zakalené vodě: *Potamogeton lucens*, *Potamogeton crispus*, *Persicaria amphibia*, *Najas marina*, *Nymphaea alba*. Proces transferu diaspor vodních druhů rostlin se doporučuje také v případě nádrží s průhlednou vodou, ale malým ( $< 7$ ) počtem druhů vodních rostlin, a také v nově vznikajících zvodnělých poklesových kotlinách před vytvořením rybí osádky.

Pro zlepšení ekologického stavu silně eutrofizovaných nádrží (vysoká koncentrace chlorofylu, fosforu dusíku) doporučujeme aplikaci metody MLS-IER.

V případě lokalit se salinitou nad  $1000\text{ mg.l}^{-1}$ , ve kterých je zjištěna dominance elodeidů s širokou ekologickou valencí netvořících kořenící soustavy, jako je např. *Ceratophyllum*

Mgr. Łukasz Pierzchała: Studium závislostí mezi hydrochemickými parametry  
a charakterem vegetace zvodnělých poklesových kotlin

*demersum* a *Myriophyllum spicatum*, doporučujeme podporu osídlení druhu *Najas marina* ve vodním sloupci.

V nádržích o dobrém ekologickém stavu je možné provést pokus reintrodukce vegetace z čeledi *Chara sp.*

## 9 Závěr

Hlavním cílem studie bylo vypracovat soubory doporučení pro praktická využití v procesech hydrických rekultivací zvodnělých poklesových kotlin.

V této studii je hlavní důraz kladen na analýzu vztahu mezi hydrochemickými parametry vody a charakterem vodní vegetace zvodnělých poklesových kotlin. Získané výsledky osvětlují mechanismy zodpovědné za udržování dobrého ekologického stavu. Ukazují, že udržení režimu s průhlednou vodou je založené na složitých biologicko-fyzikálně-chemických závislostech. Stále není dostatečně prozkoumáno, jak dynamicky vodní ekosystém reaguje na fluktuace prostředí a v jakých podmínkách environmentálního chaosu dohází k přechodu na alternativní režim. Důležité je také prohloubit znalosti faktorů, které zvyšují resistenci vodních ekosystémů vůči rušivým faktorům.

Na základě získaných výsledků bylo zjištěno, že vodní rostliny, a zejména eleoidy, mohou přispívat k udržení dobrého ekologického stavu s průhlednou vodou. Bylo také prokázáno, že v případě zvodnělých poklesových kotlin je vodní vegetace ohrožena celou řadou faktorů, které mohou ovlivňovat její regresi. Přesné stanovení mechanismů, které vedou k omezení výskytu vodní vegetace, vyžaduje další podrobné studie. V provedeném výzkumu byly nicméně zjištěny procesy a závislosti, které by bylo možné využít zároveň jak pro vypracování přesnějších metod hodnocení ekologického stavu, tak i pro určení rekultivačních postupů, které vedou ke zlepšení tohoto stavu. Je nutné pamatovat, že snaha o zlepšení a udržení dobrého stavu povrchových vod vyžaduje platné vodní direktivy 2000 (Směrnice 2000/60/ES).

Analýza charakteru vegetace zvodnělých poklesových kotlin poukázala na potřebu vedení obnovy v souladu s ekologickými procesy a s cílem urychlení a směřování ke spontánní sukcesi (rekultivace metodou řízené sukcese).

Provedený výzkum rovněž potvrdil, že jednotlivé zvodnělé poklesové kotliny se mimo srovnatelnou genezi v mnoha ohledech liší, a proto by se mělo přistupovat ke každé individuálně.

Cíle práce, vzhledem k uvedeným výsledkům, byly splněny.

## 10 Soupis bibliografických citací

1. Bailey, P. Effects of Increased Salinity on Riverine and Wetland Biota. Project UM018. Final report, LWRRDC. Canberra, 1998.
2. Bailey, P.; James, K. Riverine and Wetland Salinity Impacts — Assessment of R.D. Land and Water Australia. Report OP25/99. Australia, 2000.
3. Banaś, K. The effect of dissolved organic carbon on pelagial and near-sediment water traits in lakes. *Acta Soc. Bot. Pol.*, 2005, 74, 2, 133–139.
4. Beadle, L.C. Osmotic regulativ and adaptation of freshwater animals to inland saline waters. *Verh. Int. Verein. Limnol.*, 1969, 17, 421–429.
5. Bociąg, K. Impact of humic substances on the structure of the vegetation of hardwater lakes. Jackowiak, B; Żukowski, W. Mechanisms of anthropogenic changes of the plant cover. *Prace Zakładu Taksonomii Roślin. UAM*, 2000, 10, 161–168.
6. Bociąg, K. The impact of the acidic organic matter on the diversity of underwater vegetation in soft water lakes. – *Acta Soc. Bot. Pol.*, 2003, 72, 3, 221–229.
7. Bociąg, K.; Szmeja, J. Changes in the vegetation of softwater lakes under the influence of humic substances. – *Pol. J. Ecol.*, 2001, 49, 4, 319–326.
8. Bradshaw, A.D. The use of natural processes in reclamation—advantages and difficulties. *Landscape Urban*, 2000, 51, 89–100.
9. Brock, M.A. The ecology of halophytes in the south-east of South Australia. *Hydrobiologia*, 1981, 81: 23–32.
10. Burgis, M.J.; Morris, P. The Natural History of Lakes. Cambridge University Press. Cambridge, 1987.
11. Buszman, B.; Parusel, J.B.; Świerad, J. Przyrodnicza wartość leśnych stawów w Tychach Czulowie przeznaczonych na zwałowisko odpadów kopalni węgla kamiennego. *Kształtowanie Środowiska Geograficznego i Ochrona Przyrody na Obszarach Uprzemysłowionych i Zurbanizowanych. WBiOŚ, WNoZ-U.Śl. Katowice, Sosnowiec*, 1993, 8, 9–1.
12. CEN TC 230/WG 2/TG 3/N72. Water quality. Guidance standard for the surveying of macrophytes in lakes - Complementary element. 1993.
13. Ciecierska, H. Makrofity jako wskaźniki stanu ekologicznego jezior. *Rozprawy i Monografie*, 139. Wyd. UWM, Olsztyn, 2008.
14. Dobrzański, B.; Zawadzki, S. Gleboznawstwo. PWRiL. Warszawa, 1981.
15. Flessa, H. Plant-induced changes in the redox potential of the rhizospheres of the submerged vascular macrophytes *Myriophyllum verticillatum* L. and *Ranunculus circinatus* L. *Aqu. Bot.*, 1994, 47, 119–129.
16. Folke, C.; Carpenter, S.R.; Walker B.H.; Scheffe, M.; Elmqvist, T.; Gunderson, L.H.; Hollin, C.S. Regime shifts, resilience and biodiversity in ecosystem management. *Annual Review in Ecology, Evolution and Systematics*, 2004, 35, 557–581.
17. Forsberg, C; Kleviven, S; Willen, T. Absence of allelopatric effects of *Chara* on phytoplankton in situ. *Aquat. Bot.*, 1990, 38, 289–294.



18. Frimmel, F.K. Fotochemical aspects related to humic substances. – *Environ. Int.*, 1994, 20, 3, 373–386.
19. Gałka, A.; Bociąg, K. Impact of acid organic matter on populations of underwater plants and seed bank in hardwater lakes. – In: Olszewski T. S., Afranowicz R., Bociąg K. (eds), *Contemporary trends of botanical research – on Professor Hanna Piotrowska 80 birthday anniversary*. – *Acta Bot. Cassub.*, 2006, 6, 47–59.
20. Górniak, A. Substancje humusowe i ich rola w funkcjonowaniu ekosystemów słodkowodnych. Wyd. Filii Uniwersytetu Warszawskiego w Białymstoku. Białystok, 1996.
21. Górniak, D.; Dunalska, J. Changeability of structures and activitis of bacteriobenthos of shallow lakes of Mazurian Landscape Park (North-East Poland) *Acta Univer. Nicalai Copernici Limnolog.*, 2005, 25, 113, 45-54.
22. Greszta, J.; Morawski, S. Rekultywacja nieużytków przemysłowych. PWRiL. Warszawa, 1972.
23. Grulich, V.; Vydrová, A. 2006. Metodika odběru a zpracování vzorku makrofyt stojatých vod. Dostupný z WWW: [http://www.mzp.cz/cz/metodiky\\_normy](http://www.mzp.cz/cz/metodiky_normy).
24. Hammer, U.T.; Sheard, J.R.; Kranabetter, J. Distribution and abundance of littoral benthic fauna in Canadian prairie saline lake. *Hydrobiologia*, 1990, 197, 173-192
25. Hart, B.T.; Bailey, P.; Edwards, R.; Hurtle, K.; James, K.; McMahon, A.; Meredith, C.; Swadling, K. A review of the salt sensitivity of the Australian freshwater biota. *Hydrobiologia*, 1991, 210, 105–144.
26. Heegaard, E.; Birks, H.H.; Gibson, C.E.; Smith, S.J.; Wolee- Murrhy S. Species-environmental relationships of aquatic macrophytes in Northern Ireland, 2001, 70: 175-223.
27. Hejný, S.; Husák, Š. Higher plant communities. Dykyjová D; Květ J. Pond littoral ecosystems. Structure and functionig, Springer-Verlag. Berlin, 1978.
28. Hejzlar, J. Rámcová směrnice vodní politiky EU a kvalita vody v nádržích [The EU framework directive for water policy and water quality in reservoirs]. *Vodní hospodářství*, 2006, 56, 190–196.
29. Herben ,T.; Münzbergová, Z. Zpracování geobotanických dat na příkladech Praha, 2001.
30. Heteša, J.; Marvan, P. Biologie nově napuštěné nádrže. *Stud.Čs.Akad.Věd*, 1984, 3, 1-176.
31. Chełmicki, W. Woda zasoby, degradacja, ochrona. Wydawnictwo naukowe PWN. Warszawa, 2002.
32. James, K.; Hart, B. Effect of salinity on four freshwater macrophytes. *Australian Journal of Marine Freshwater Research*, 1993, 44, 769–777.
33. Jankowski, A.T. Antropogeniczne zmiany stosunków wodnych n obszarze uprzemysłowionym i zurbanizowanym (Na przykładzie Rybnickiego Okręgu Węglowego) U.Śl. Katowice, 1986.

34. Jankowski, A.T; Molenda, T. Antropogeniczne środowiska wodne na Górnym Śląsku cz.4 Środowiska powierzchniowe - zbiorniki zapadliskowe i w nieckach osiadań. Przyroda Górnego Śląska, 2007, 48, 10-11.
35. Jin, Ch. Biodiversity dynamics of freshwater wetland ecosystems affected by secondary salinisation and seasonal hydrology variation. Hydrobiologia, 2008, 598: 257–270.
36. Kaszowska O. Wpływ podziemnej eksploatacji górniczej na powierzchnię terenu. Problemy Ekologii, 11, 1, 52-57.
37. Kentzer, A. Fosfor i jego biologicznie dostępne frakcje w osadach jezior różnej trofii. Wydawnictwo UMK. Hydrobiologia. Toruń, 2001.
38. Kłosowski, S.; Tomaszewicz, G.; Tomaszewicz, H. Long-term changes in aquatic and swamp vegetation in selected lakes of the Stejny Lake District. Teka Kom. Ochr. Kszt. Środ. Przyr., Lublin, 2004, 1, 102-109.
39. Kolada, A.; Szoska, H.; Cydzik, D.; Golub, M. Typologia abiotyczna jezior Polski zgodna z wymaganiami Ramowej Dyrektywy wodnej [w:] Jankowski A.T., Rzętala M. (Jeziora i sztuczne zbiorniki wodne- procesy przyrodnicze oraz znaczenie społeczno-gospodarcze. Uniwersytet Śląski, Wydział nauk o ziemi, Sosnowiec, 2005, 87-95.
40. Konečná, E. Eutrofizace poklesových kotlin. Ostrava. Vysoká škola báňská - Technická univerzita Ostrava. Hornicko-geologická fakulta, 2007.
41. Kopcewicz, J.; Lewak, S. Fizjologia roślin. PWN Warszawa, 2002.
42. Koutecká, V. Příroda okresu Karviná; referát životního prostředí. Karviná, 1998.
43. Krahulec, F.; Lepš, J. Establishment success of plant immigrants in a new water reservoir. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica*, 1994, 29, 3–14.
44. Krolová, M.; Čížková, H.; Hejzlar, J. Factors affecting the occurrence of aquatic macrophytes in the Lipno reservoir. *Silva Gabreta*, 2010, 16, 2, 61–92.
45. Krzaklewski, W. Wybrane problemy i rezultaty leśnej rekultywacji w Polsce. Górnictwo odkrywkowe środowisko-rekultywacja ze szczególnym uwzględnieniem KWB „Bełchatów” Międzynarodowa Konferencja Naukowa. Kraków, 1999.
46. Lacoul, P.; Freedman, B. Environmental influences on aquatic plants in fresh- water ecosystems. *Environ. Rev.*, 2006, 14, 89–136.
47. Lamers, L.P.; Bobbing, R.M.; Roelofs, J.M.G. Natural nitrogen filter fails in polluted raised bogs. *Global Change Biology*, 2000, 6, 583-586.
48. Lambers, H.; Chapin, S.F.; Pons, T.L. Plant Physiological Ecology. Springer. New York, 2008.
49. Lampert, W.; Sommer, U. Ekologia wód śródlądowych. Wydawnictwo Naukowe PWN Warszawa, 2007.
50. Law, R.; Morton, R.D. Permanence and the assembly of ecological communities. *Ecology*, 1996, 77, 762–775.
51. Lepš, J.; Šmilauer, P. Multivariantní analýza ekologických dat. Biologická fakulta Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích. České Budějovice, 2000.

52. Lopez, P. Effect of changes in water salinity on ammonium, calcium, dissolved inorganic carbon and influence on water/sediment dynamics Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2002, 56, 943–956
53. Maciak F. Ochrona i rekultywacja środowiska. Wyd. SGGW. Warszawa, 2003.
54. Macoun, J.; Šibrava, V.; Tyra, J.; Kneblova-Vodikova, V. 1965. Kvarter Ostravska a Moravske brany. Quartär im Gebiet von Ostrava und in der Mährischen Pforte. Ústav. Geol. Praha, 2003.
55. Makohuzová, Z. Hornická činnost ČDM, as Dolu ČSM, o.z. Stonava v období 2003-2010. Dokumentace hodnocení vlivů na životní prostředí podle zák. č. 244/1992 Sb. Ostrava, 2001.
56. Margalef, R. On certain unifying principles in ecology. Amer. Nat., 1963, 97, 357-374.
57. Matuszkiewicz, W. Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. Wyd. nauk. PWN. Warszawa, 2005.
58. Menčík, E. Geologie Moravskoslezských Beskyd a Podbeskydské pahorkatny. ÚÚG, 1983.
59. Metzeling, L.D.T.; O'Connor, W. The impact of salinisation and sedimentation on aquatic biota. In Bradstock, R. et al. Conserving Biodiversity: Threats and Solutions. Surrey Beatty and Sons, 1995, 126–136.
60. Mitsch, W.J.; Gosselink, J.G. Wetlands 4th Edition .John Wiley and Sons, Inc. Hoboken, NJ, USA, 2007.
61. Molenda T.; Rzętała. M.A. 2001. Rola naturalnych i antropogenicznych czynników w kształtowaniu się stref brzegowych sztucznych zbiorników wodnych. Geomorfologiczny zbiornik, 2001, 4, 29, 52-55 Dostępny z WWW: [http://www.kge.zcu.cz/geomorf/sbornik/sbornik04/29\\_molen.pdf](http://www.kge.zcu.cz/geomorf/sbornik/sbornik04/29_molen.pdf).
62. Molenda, T. Górnicze Środowiska akwaticzne - obiekty obserwacji procesów hydrologiczno-biologicznych. Prace Naukowe Instytutu Górnictwa Politechniki Wrocławskiej. Wrocław, 2006.
63. Moss, B.; Stansfield, J.; Irvine, K.; Perrow, M.; Phillips, G. Progressive restoration of a shallow lake: a 12 year experiment in isolation, sediment removal and biomanipulation. Journal of Applied Ecology, 1996, 28, 586–602.
64. Moss, B.; Stephen, D.; Alvarez, C.; Becares, E.; van de Bund, W.; van Donk, E.; de Eyto, E.; Feldmann, T.; Fernández-Aláez, C.; Fernández-Aláez, M.; et al. The determination of ecological status in shallow lakes- a tested system (ECOFRAME) for implementation of the European Water Framework Directive. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 2003, 13, 507-549
65. Moss, B. Shallow lakes, biomanipulation and eutrophication. Scope Newsletter, 1998, 29: 42-47.
66. Moss, B. Art and science of lake restoration. Hydrobiologia, 2007, 581, 15–24.
67. Moss, B. The kingdom of the shore: achievement of good ecological potential in reservoirs. Freshwater Reviews, 2008, 1, 1, 29-42

68. Muschal, M. Assessment of risk to aquatic biota from elevated salinity—A case study from the Hunter River, Australia *Journal of Environmental Management*, 2006, 79, 266–278.
69. Nielsen, D.L.; Brock, M.A.; Rees G.N.; Baldwin D.S. Effects of increasing salinity on freshwater ecosystems in Australia. *Australian Journal of Botany*, 2003, 5, 51, 655–66.
70. Nielsen, D.L.; Hillman, T.J. 2000. The status of research into the effects of dryland salinity on aquatic ecosystems: A discussion paper arising from a salinity workshop in Albury, NSW, on 13th December 1999. CRCFE technical report. Albury, 2000.
71. Oliver, R.L.; Hart, B.T.; Olley, J.; Grace, M.; Rees, C.; Caitcheon, G. 1999. The Darling River: Algal Growth and the Cycling and Sources of Nutrients. Final report to the Murray-Darling Basin Commission, 1999.
72. Pan, G.; Tian, B.; Chen, H. A method to turn harmful algae into useful sub-merged macrophytes in lakes using modified local soils. PCT/CN2005/002363. 2005.
73. Pan, G.; Zhang, M.M.; Chen, H.; Zou, H.; Yan, H. Removal of cyanobacterial blooms in Taihu Lake using local soils.I. Equilibrium and kinetics screening on the flocculation of *Microcystis aeruginosa* using commercially available clay sand minerals. *Environ. Pollut*, 2006a, 141, 2, 195–200.
74. Pan, G.; Zou, H.; Chen, H.; Yuan, X.Z. Removal of harmful cyanobacterial blooms in Taihu Lake using local soils.III. Factors affecting the removal efficiency and an insitu field experiment using chitosan-modified local soil. *Environ. Pollut*, 2006b, 141, 2, 206–212.
75. Pan, G.; Yang, B.; Wang, D.; Chen, H.; Tian, B.; Zhang, M.; Yuan, X.; Chen, J. In-lake algal bloom removal and submerged vegetation restoration using modified local soils. *Ecological Engineering*, 2011, 37, 302–308
76. Pełechaty, M. Siedliskotwórcza rola ramienic, a ich wartości bioindykacyjna. In *Zasługi prof. dr. hab. Izabeli Dąbbskiej w kształtowaniu ochrony przyrody*. Sesja naukowa, Wydaw. Uniw. Adama Mickiewicza, Poznań, 2004, 147–156.
77. Pertile, E. Hydrochemie zvodnělých poklesových kotlin ve vymezeném území Karvinska. Ostrava. Vysoká škola báňská - Technická univerzita Ostrava. Hornicko-geologická fakulta. 2007.
78. Pierzchała Ł.; Sierka E. Influence of reclamation type of subsidence reservoirs on vegetation differentiation in surrounding area. In *13th International Conference Environment and Mineral Processing & Exhibition*, VŠB - Technical University of Ostrava Czech Republic, 2009, 239–245.
79. Pierzchała, Ł.; Kašovská, K.; Stalmachová B. The assessment reclamations in the Upper Silesia subsidence reservoirs through the fyto and zoocenosis. *SGEM 11<sup>th</sup> International Multidisciplinary Scientific Geoconference, Modern Management of Mine Producing , Geology and Environmental protection*. Bulgaria, Albena: 2011, 3, 661 – 679 . ISSN 1314 – 2704.DOI 10.5593/sgem 2011.
80. Plaček, V. et al. Okres Karviná. Ostrava: Profil, 1984.
81. Podbielkowski, Z.; Tomaszowicz, H. Zarys hydrobotaniki.PWN Warszawa. 1982.

82. Pokorný J.; Květ J. Aquatic plants and lake ecosystems. O'Sullivan P.E.; Reynolds C.S. The lakes handbook. Limnology and limnetic ecology, 2004. Blackwell Publishing, UK
83. Procházka, F. Červený a černý seznam cévnatých rostlin České republiky (stav v roce 2000). Praha: Příroda, 2001. ISBN 80-86064-52-2
84. Raclavská, H.; Matýsek, D.; Pertile, E.; Šajer, J.; Soldán, P.; Sviták, J. Vodní hospodářství zájmové oblasti In Stalmachová, B. Iniciece přírodních ekosystémů poddolované krajiny pro proces obnovy území Karvinska. MŽP VaV/640/1/01. MS VŠB-TU. 2001 – 2003. Ostrava, 2003.
85. Raclavská, H.; Škrobánková, H. 2007. Salinita vod poklesových kotlin v oblasti OKR. Recyklace Odpadů, 11, 151-155
86. Reddy, K.R.; Delaune, R.D. Biogeochemistry of Wetlands: Science and Applications. CRC Press. Boca Raton. Florida, 2008.
87. Rietkerk, M; Van de Koppel, J. Alternate stable states and threshold effects in semi-arid grazing systems. Oikos, 1997. 79, 69–76.
88. Rooney, R.C.; Bayley, S.E. Setting reclamation targets and evaluating progress: Submersed aquatic vegetation in natural and post-oil sands mining wetlands in Alberta, Kanada. Ecological Engineering, 2010, 37, 4, 569-579
89. Rothmaler, W. Exkursionsflora von Deutschland. Gefäßpflanzen: Atlasband. T. 3. Gustav Fischer Verlag. Jena, 1994.
90. Rutkowski, L. Klucz do oznaczania roślin naczyniowych Polski niżowej. PWN. Warszawa, 2006.
91. Schaumburg, J.S. Limnologische Entwicklung von 1980 bis 1994. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München, 1996.
92. Schaumburg, J.; Shranz, Ch.; Hofmann, G.; Stelzer, Ch.; Schneider, S. Macrophytes and phytobentos as indicators of ecological status in German lakes – contribution of the implementation of the Water Framework Directive. Limnologica, 2004, 34, 302-314
93. Scheffer, M.Ch.H. 1989. Alternative stable states in eutrophic, shallow freshwater systems: a minimal model. Hydrological Bulletin, 23: 73–83.
94. Scheffer, M.Ch.H. Alternative equilibria in shallow lakes. Trends Ecol. Evol., 1993, 8, 275–279
95. Scheffer, M.Ch.H. Ecology of Shallow Lakes. London, 1998.
96. Schindler D.W. Evolution of Phosphorus Limitation in Lakes *Science*, 1977, 21, 195, 260 – 262.
97. Sierka, E.; Molenda, T.; Chmura, D. Environmental repercussion of subsidence reservoirs reclamation. Journal of water and land development J. Water Land Dev., 2008, 13, 41–52.
98. Skalický, J. Regionální fytogeografické členění In Hejný, S.; Slavík, J. Květena ČR I, Praha, Academia, 1988.

99. Směrnice 2000/60/ES Evropského parlamentu a Rady z 23. října 2000 ustavující rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky [Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for community action in the field of water policy]. Pracovní překlad s anglickým originálem. Ministerstvo životního prostředí, Praha, 2001.
100. Stalmachová, B. Geobotanické mapování vegetace na území Severní Moravy. ÚEPK ČSAV. Ostrava, 1992.
101. Stalmachová, B. Základy ekologické obnovy průmyslové krajiny. VŠB – Technická univerzita Ostrava, Hornicko-geologická fakulta. Ostrava, 1996.
102. Stalmachová, B. Přirozená vegetace a její význam pro regeneraci hornické krajiny Karvinska. VŠB - Technická univerzita Ostrava, Hornicko-geologická fakulta. Ostrava, 1998.
103. Stalmachová, B. Obnova hornické krajiny využitím metody řízené sukcese na příkladě modelového území Louky. Ostrava: Česká společnost pro životní prostředí a Technická univerzita Ostrava, Hornicko-geologická fakulta, 2001.
104. Stalmachová, B. et. al. Strategie obnovy hornické krajiny. Technická univerzita Ostrava, Hornicko-geologická fakulta. Ostrava, 2003.
105. Stalmachová, B.; Franka, T. *Řízená sukcese – principy obnovy hornické krajiny.*: Inicie přirozených ekosystémů poddolované krajiny pro proces obnovy území Karvinska. Projekt Ministerstva životního prostředí ČR a Hornicko-geologické fakulty VŠB – Technické univerzity Ostrava. Ostrava, 2003.
106. Stoddard, J.L.; Larsen, D.P.; Hawkins, C.P.; Johnson, R.K.; Norris, R.H. Setting expectations for the ecological condition of streams: the concept of reference condition. *Ecol. Appl.*, 2006, 16, 1267–1276.
107. Stolařík, I.; Tomolová, V.; Štika, J. Těšínsko I. díl, Tilia, Šenov. Havířov, 1997.
108. Strehlow, K.; Davis, J.; Sim, L.; Chambers, J.; Halse, S.; Hamilton, D.; Horwitz, P.; McComb, A.; Froend, R. Temporal changes between ecological regimes in a range of primary and secondary salinised wetlands *Hydrobiologia*, 2005, 552, 17–31.
109. Strzelec, M.; Spyra, A.; Serafiński, W. *Biologia wód śródlądowych*. Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego. Katowice, 2010.
110. Suchowiec T.A., Górniak Sezonowość jakości wody małych zbiorników retencyjnych w krajobrazie rolniczym Podlasia. *Woda – Środowisko- Obszary wiejskie*, 2006, 2, 18, 347-359.
111. Toivonen H.; Huttunen P. Aquatic macrophytes and ecological gradients in 57 small lakes in southern Finland. *Aquatic Botany*, 1995, 51, 197-221.
112. Tokarska-Guzik B.; Rostański A. Rola zatopisk (zalewisk) pogórnich w renaturalizacji przemysłowego krajobrazu Górnego Śląska. *Przegląd przyrodniczy*, 1996, 7, 3, 267-272.
113. Trites M.; Bayley S. E. Vegetation communities in continental boreal wetlands along a salinity gradient: Implications for oil sands mining reclamation. *Aquatic Botany*, 2009, 91, 27–39.

Mgr. Łukasz Pierzchała: Studium závislostí mezi hydrochemickými parametry  
a charakterem vegetace zvodnělých poklesových kotlin

114. USEPA. Ambient Aquatic Life Water Quality Criteria for Chloride. EPA 440/5-88-001. USA, 1988.
115. Vadstein, O.; Olsen, Y.; Reinertsen, H.J. The role of planktonic bacteria in phosphorus cycling in lakes Sink and Link, *Limnology and Oceanography*, 1994, 38, 1539-1544.
116. Van den Brink, F.W.B.; Van der Velde, G. Growth and morphology of four freshwater macrophytes under the impact of the raised salinity level of the Lower Rhine *Aquatic Botany*, 1993, 45, 4, 285-297.
117. Vestergaard, O.; Sand-Jensen, K. Alkalinity and trophic state regulate aquatic plant distribution in Danish lakes. *Aquat. Bot.*, 2000, 67, 85–108.
118. Walker, B.; Kinzig A.; Langridge, J. Plant attribute diversity, resilience and ecosystem function: The nature and significance of dominant and minor species. *Ecosystems*, 1999, 2, 95–113.
119. Walstand, D.L. *Ecology of Planted Aquarium*. Echinodorus Publishing, Chapel Hill. North Carolina, 1999.
120. Weisner, S.E.B.; Strand, J.A.; Sandsten, H. Mechanisms regulation abundance of submerged vegetation in shallow eutrophic lakes. *Oecologia*, 1997, 109, 592–599.
121. Weissmannová, H. Chráněná území ČR, Ostravsko. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR a Eko Centrum Brno. Praha, 2004.
122. Wijick, C.; de Groot, C.J.; Grillas, P. The effect of anaerobic sediment on the growth of *Potamogeton pectinatus* L: the role of organic matter sulfide and ferrous iron. *Aquatic Botany*, 1992, 44, 31-49.
123. Williams, W.D. A contribution to lake typology in Victoria, Australia. *Verh. Int. Ver. Limnol*, 1964, 15, 158-163.
124. Yates, C.J.; Hobbs, R.J. Woodland restoration in the Western Australian wheatbelt: a conceptual framework using a state and transition model. *Restoration Ecology*, 1997, 5, 28–35.

**Programy:**

1. Canoco for Windows Version 4.1. Biometris-Plant Research International, Wageningen, The Netherlands.
2. Marushka® firmy GEOVAP. Dostupné na WWW: <http://www.cuzk.cz/> Český Úřad Zeměměřický a Katastrální
3. MVSP Version 3.12c. Kovach Computing Services
4. Statistica ver.8.0, StatSoft, Inc. USA.

## 11 Seznam vlastních prací vztahujících se k tématu disertace

1. Kašovská, K.; Pierzchała, Ł. Hodnocení účinnosti provedených rekultivací zvodnělých poklesových kotlin na základě charakteristiky fyto a zoocenóz. Technická univerzita Ostrava, Hornicko-geologická fakulta. Ostrava, 2010. SGS SP/2010109.
2. Pierzchała Ł.; Sierka E, Stalmachová B. Kształtowanie się roślinności rekultywowanych zbiorników w nieckach osiadania i możliwości jej wykorzystania w procesach rewitalizacji terenów przemysłowych (Ostrava, Republika Czeska) *Jubileuszowe Sympozjum z okazji 25 lecia Wydziału Nauk Przyrodniczych US "Wyzwania Współczesnej Biologii"*. Szczecin, 2010.
3. Pierzchała Ł.; Stalmachová B.; Sierka E.; Molenda T. Methods of land reclamation in subsidence reservoirs. Sierka et al. Environmental and social - economic importance of subsidence reservoirs. (přijato, v tisku).
4. Pierzchała Ł. Hodnocení významu břehových porostů a vegetace poklesových kotlin v procesu obnovy krajiny z hlediska trvale udržitelného rozvoje hornické krajiny. Technická univerzita Ostrava, Hornicko-geologická fakulta. Ostrava, 2009. IGS.
5. Pierzchała Ł. Metody rekultywacji zbiorników w niecce osiadania. *Różnorodność biologiczna pogórnich zbiorników w nieckach osiadania, ich rola w krajobrazie i środowisku przyrodniczym oraz możliwości zagospodarowania*. Uniwersytet Śląski w Katowicach, 2009.
6. Pierzchała, Ł.; Kašovská, K.; Stalmachová B. The assessment reclamations in the Upper Silesia subsidence reservoirs through the fyto and zoocenosis. *SGEM 11<sup>th</sup> International Multidisciplinary Scientific Geoconference, Modern Management of Mine Producing , Geology and Environmental protection*. Bulgaria, Albena: 2011, 3, 661 – 679 . ISSN 1314 – 2704.DOI 10.5593/sgem 2011, Web of Knowledge.



## 12 Přílohy

Příloha A Souřadnice jednotlivých odběrových míst

lokalita	Souřadnice odběrového místa
Bartošůvka	N49 48.36 E18 26.02
Pod lesem	N49 49.02 E18 25.46
František	N49 48.82 E18 27.57
Barbora	N49 49.07 E18 28.45
U cesty	N49 48.48 E18 28.38
U Solecké	N49 48.97 E18 29.38
Darkovské moře	N49 50.22 E18 33.09
Velký Myškovec	N49 48.53 E18 34.17
Mlýnské rybníky	N49 48.37 E18 34.41

Mgr. Łukasz Pierzchała: Studium závislostí mezi hydrochemickými parametry  
a charakterem vegetace zvodnělých poklesových kotlin

Příloha B Souřadnice jednotlivých transektů

lok.	č.	Souřadnice transektů	lok.	č.	Souřadnice transektů
Bartošůvka	1	N49 48.35 E18 26.02	Darkovské moře	1	N49 50.22 E18 33.09
	2	N49 48.36 E18 26.02		2	N49 50.19 E18 33.26
	3	N49.81.16 E18 43.39		3	N49 50.13 E18 33.34
	4	N49 48.46 E18 25.59		4	N49 50.13 E18 33.35
	5	N49 48.50 E18 25.58		5	N49 50.02 E18 33.41
	6	N49 48.46 E18 26.05		6	N49 49.98 E18 33.32
	7	N49 48.43 E18 26.07		7	N49 49.93 E18 33.15
	8	N49 48.39 18 E26.06		8	N49 49.93 E18 32.74
Pod lesem	1	N49 48.59 E18 25.44	Velký Myskovec	9	N49 50.07 E18 32.74
	2	N49 49.02 E18 25.42		10	N49 50.19 E18 32.81
	3	N49 49.05 E18 25.39		1	N49 48.70 E18 34.38
	4	N49 49.03 E18 25.44		2	N49 48.68 E18 34.39
	5	N49 49.02 E18 25.46		3	N49 48.62 E18 34.42
	6	N49 49.01 E18 25.47		4	N49 48.57 E18 34.31
František	1	N49 48.82 E18 27.57		5	N49 48.53 E18 34.17
	2	N49 48.82 E18 27.52		6	N49 48.57 E18 34.13
	3	N49 48.84 E18 27.51		7	N49 48.58 E18 34.12
	4	N49 48.86 E18 27.56		8	N49 48.62 E18 34.17
	5	N49 48.84 E18 27.57		9	N49 48.65 E18 34.23
	6	N49 48.83 E18 27.65		10	N49 48.71 E18 34.34
Barbora	1	N49 49.07 E18 28.45	Mlýnské rybníky	1	N49 48.43 E18 34.31
	2	N49 49.09 E18 28.47		2	N49 48.37 E18 34.41
	3	N49 49.10 E18 28.51		3	N49 48.24 E18 34.58
	4	N49 49.09 E18 28.53		4	N49 48.24 E18 34.64
	5	N49 49.06 E18 28.51		5	N49 48.26 E18 34.69
	6	N49 49.07 E18 28.53		6	N49 48.49 E18 34.56
U cesty	1	N49 48.48 E18 28.38		7	N49 48.47 E18 34.50
	2	N49 48.48 E18 28.39		8	N49 48.47 E18 34.75
	3	N49 48.47 E18 28.43		9	N49 48.452 E18 34.80
	4	N49 48.46 E18 28.43		10	N49 48.44 E18 34.83
	5	N49 48.45 E18 28.42			
	6	N49 48.45 E18 28.38			
U Solecské	1	N49 49.01 E18 29.42			
	2	N49 49.00 E18 29.40			
	3	N49 48.97 E18 29.38			
	4	N49 48.97 E18 29.38			
	5	N49 48.94 E18 29.37			
	6	N49 48.93 E18 29.33			
	7	N49 49.00 E18 29.30			
	8	N49 49.02 E18 29.35			

Mgr. Łukasz Pierzchała: Studium závislostí mezi hydrochemickými parametry  
a charakterem vegetace zvodnělých poklesových kotlin

Příloha C Statistické hodnoty sledovaných hydrochemických ukazatelů na jednotlivých lokalitách

		Bartošůvka	Pod lesem	František	Barbora	U cesty	U Solectě	Darbovské moře	Velký Maškovec	Mlýnské rybníky
Č. Lok		1	2	3	4	5	6	7	8	9
vodivost mS/cm	průměr	902.29	243.29	916.14	2176.14	1497.86	108.46	1127.86	536.86	461.17
	median	890	230	934	2470	1398	98.3	1108	548	446
	max.	1028	302	997	2530	2270	147	1348	677	634
	min.	799	206	748	1123	1255	92	1008	366	307
KNK4,5 mmol/l	průměr	3.96	1.17	7.11	6.11	4.33	0.50	4.87	3.16	2.85
	median	3.90	1.12	7.48	6.32	4.24	0.50	4.81	3.32	2.83
	max.	5.03	1.52	8.15	7.58	5.69	0.56	3.91	5.29	3.73
	min.	3.04	0.72	5.17	2.98	3.54	0.36	2.08	4.33	1.85
Ca mg/l	průměr	82.19	28.56	54.78	160.55	85.11	12.73	50.04	51.87	51.64
	median	73.68	26.16	55.69	174.09	81.00	12.96	49.39	53.44	52.95
	max.	101.25	37.13	66.40	196.60	119.03	17.29	58.22	59.07	59.91
	min.	68.22	24.29	42.10	80.16	74.49	9.72	41.29	40.49	39.68
Mg mg/l	průměr	42.93	13.62	41.98	80.58	50.66	11.30	29.86	23.32	23.00
	median	37.83	13.76	41.27	84.01	50.18	12.29	29.74	25.09	19.87
	max.	58.37	20.99	56.32	98.82	67.31	16.71	37.38	35.84	46.59
	min.	34.88	7.37	29.48	35.37	38.32	5.90	24.57	8.84	9.83
Chloridy mg/l	průměr	31.30	5.97	18.58	71.02	67.76	6.54	82.52	15.22	14.39
	median	31.11	5.41	20.26	68.48	60.69	4.88	74.12	14.93	13.99
	max.	47.45	12.47	33.16	99.17	94.99	11.01	130.41	23.73	23.42
	min.	23.32	3.56	4.71	41.56	56.83	4.49	52.08	8.22	8.91
Sířany mg/l	průměr	240.57	46.81	131.09	757.90	454.63	9.92	195.57	90.37	69.58
	median	250.02	50.26	129.53	815.21	430.40	8.99	207.30	91.84	66.17
	max.	305.42	61.93	160.61	934.59	763.76	15.68	215.86	129.42	117.73
	min.	117.00	32.67	86.00	362.43	330.00	7.00	109.00	58.66	39.59
Dusitany mg/l	průměr	0.060	0.068	0.046	0.024	0.021	0.035	0.037	0.096	0.193
	median	0.060	0.044	0.032	0.026	0.028	0.030	0.032	0.060	0.059
	max.	0.116	0.159	0.104	0.044	0.028	0.066	0.090	0.340	0.860
	min.	0.022	0.030	0.022	0.001	0.004	0.006	0.010	0.027	0.032
Dusičnany mg/l	průměr	2.191	2.219	0.901	0.764	0.625	1.191	1.142	1.582	1.743
	median	1.609	2.715	0.759	0.687	0.686	0.725	0.866	0.904	1.339
	max.	5.175	4.503	1.877	1.238	0.700	3.220	2.891	4.820	4.518
	min.	0.530	0.688	0.690	0.154	0.233	0.069	0.286	0.690	0.695
(NH4)+ mg/l	průměr	0.079	0.096	0.088	0.031	0.019	0.175	0.052	0.084	0.075
	median	0.056	0.081	0.074	0.017	0.008	0.157	0.040	0.059	0.044
	max.	0.211	0.285	0.347	0.070	0.035	0.396	0.103	0.241	0.230
	min.	0.009	0.002	0.005	0.001	0.002	0.011	0.008	0.011	0.023

Mgr. Łukasz Pierzchała: Studium závislostí mezi hydrochemickými parametry  
a charakterem vegetace zvodnělých poklesových kotlin

Pcelk mg/l	průměr	0.014	0.019	0.044	0.011	0.059	0.010	0.014	0.027	0.021
	median	0.015	0.019	0.023	0.014	0.023	0.010	0.016	0.023	0.020
	max.	0.026	0.033	0.191	0.024	0.265	0.023	0.023	0.056	0.033
	min.	0.001	0.003	0.004	0.001	0.013	0.001	0.001	0.002	0.005
R.L. mg/l	průměr	684.00	236.57	731.21	1701.29	1067.79	127.14	727.50	431.64	383.25
	median	695.00	225.00	730.00	1930.00	970.00	112.50	717.50	437.50	373.75
	max.	790.00	296.00	830.00	1997.50	1735.00	180.00	917.50	482.50	486.00
	min.	542.50	180.00	626.00	934.00	912.50	95.00	645.00	382.50	312.00
N.L. mg/l	průměr	7.50	21.93	3.57	3.14	5.71	14.30	6.93	18.43	9.28
	median	6.00	9.50	2.00	3.00	5.00	18.00	5.00	11.00	7.85
	max.	22.00	60.00	11.00	6.00	12.00	23.30	25.50	52.00	20.00
	min.	2.00	5.00	1.00	1.00	2.50	4.00	0.50	7.00	2.50
TOC mg/l	průměr	9.14	11.68	11.19	7.45	10.80	16.15	5.99	8.02	6.97
	median	9.36	11.32	11.13	7.80	10.37	14.97	6.41	7.99	7.52
	max.	14.04	14.44	14.61	10.96	14.39	20.63	9.34	11.92	9.28
	min.	4.96	9.09	7.92	3.77	8.07	13.68	1.78	4.87	4.11
DOC mg/l	průměr	8.15	10.35	10.28	6.84	10.23	14.29	5.45	7.57	6.34
	median	8.85	10.66	10.41	7.13	10.06	14.17	6.11	7.75	6.93
	max.	12.70	12.88	13.62	10.12	13.85	18.66	8.64	11.75	8.88
	min.	4.22	7.85	7.60	3.12	7.16	11.26	1.36	3.94	3.81
Ncelk mg/l	průměr	1.15	1.49	1.18	0.48	0.77	1.23	0.59	0.88	1.10
	median	1.22	1.57	1.11	0.40	0.68	1.21	0.48	0.74	0.99
	max.	1.66	1.99	1.50	1.06	1.26	1.75	1.82	1.74	1.96
	min.	0.55	0.71	0.87	0.19	0.45	0.70	0.38	0.60	0.70
Norg mg/l	průměr	0.580	0.910	0.900	0.280	0.620	0.820	0.390	0.440	0.600
	median	0.548	0.755	0.925	0.251	0.502	0.763	0.284	0.502	0.538
	max.	0.807	1.562	1.327	0.721	1.099	1.024	1.085	0.555	0.917
	min.	0.361	0.473	0.608	0.016	0.290	0.662	0.154	0.061	0.343
N-NO3 mg/l	průměr	0.480	0.490	0.200	0.170	0.140	0.260	0.250	0.350	0.380
	median	0.354	0.597	0.167	0.151	0.151	0.160	0.191	0.199	0.295
	max.	1.139	0.991	0.413	0.272	0.154	0.708	0.636	1.060	0.994
	min.	0.117	0.151	0.152	0.034	0.051	0.015	0.063	0.152	0.153
N-NO2 mg/l	průměr	0.020	0.020	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.030	0.060
	median	0.018	0.013	0.010	0.008	0.008	0.009	0.010	0.018	0.018
	max.	0.035	0.048	0.031	0.013	0.008	0.020	0.027	0.102	0.258
	min.	0.007	0.009	0.007	0.000	0.001	0.002	0.003	0.008	0.010
N-NH4 mg/l	průměr	0.060	0.070	0.070	0.020	0.010	0.130	0.040	0.060	0.060
	median	0.052	0.045	0.042	0.015	0.017	0.065	0.020	0.046	0.038
	max.	0.163	0.219	0.267	0.054	0.027	0.305	0.079	0.186	0.177
	min.	0.007	0.002	0.004	0.000	0.002	0.008	0.006	0.008	0.018
(HCO3)- mg/l	průměr	241.31	71.08	433.93	372.75	263.89	30.33	297.14	192.55	173.83
	median	237.90	68.32	456.40	385.52	258.64	30.50	293.41	202.52	172.33
	max.	306.83	92.48	497.09	462.32	347.09	34.28	322.75	238.57	227.35

Mgr. Łukasz Pierzchała: Studium závislostí mezi hydrochemickými parametry  
a charakterem vegetace zvodnělých poklesových kotlin

	min.	185.44	43.92	315.37	181.78	215.94	21.96	264.13	126.88	112.85
SD [m]	průměr	0.7	0.6	2	2.2	1.8	0.8	2.3	0.7	0.9
	median	70	70	200	210	185	80	250	80	0.9
	max.	80	80	220	250	200	100	300	100	110
	min.	60	20	180	200	130	40	130	30	40
O <sub>2</sub> [%]	průměr	52.50	47.33	42.07	48.61	52.32	50.81	64.93	60.55	51.15
	median	53.32	45.80	49.56	47.75	49.77	49.24	63.20	61.51	52.78
	max.	65.00	53.93	95.53	63.47	64.87	62.00	69.07	77.33	68.40
	min.	47.67	37.33	33.93	36.20	24.27	33.20	55.13	46.93	36.00
T [°C]	průměr	17.02	15.78	17.17	16.87	17.13	16.57	16.28	16.73	16.75
	median	17.75	17.05	18.95	18.40	18.95	18.90	15.70	16.30	19.20
	max.	23.10	21.10	22.90	22.00	22.10	21.30	22.50	23.10	22.60
	min.	8.60	7.50	8.70	8.30	8.80	7.50	10.30	10.10	9.90
pH	průměr	7.91	7.70	7.99	7.78	7.98	7.82	8.01	7.97	7.98
	median	7.85	7.69	7.98	7.76	8.01	7.80	8.04	7.85	7.89
	max.	8.29	7.97	8.39	8.02	8.25	8.25	8.36	8.63	8.33
	min.	7.68	7.54	7.77	7.56	7.64	7.17	7.42	7.27	7.68

Mgr. Łukasz Pierzchała: Studium závislostí mezi hydrochemickými parametry  
a charakterem vegetace zvodnělých poklesových kotlin

Příloha D Průměrný podíl zaznamenaných druhů na jednotlivých lokalitách a jejich příslušnost  
k fytocenologickým třídám

pato	druhy	Průměrný podíl zaznamenaných druhů na jedn. lokalitách									fytocenologické třídy
		Barošůvka	Pod lesem	František	Barbora	U cesty	U Solecí	Dartovské moře	Myškovce	Velký rybník	
E <sub>3</sub>	<i>Alnus glutinosa</i>	0.000	1.250	0.000	0.000	0.000	5.792	0.000	0.900	0.000	<i>Alnetea glutinosae</i>
	<i>Betula pendula</i>	0.000	0.000	0.313	0.000	0.000	0.000	0.000	0.200	0.000	<i>Epilobietea angustifolii</i>
	<i>Populus sp.</i>	0.000	0.000	0.104	0.000	0.000	0.000	0.000	0.300	0.104	
	<i>Quercus robur</i>	0.000	2.188	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	<i>Quercio-Fagetea</i>
	<i>Quercus rubra</i>	0.000	0.000	0.000	2.917	0.000	0.000	0.000	2.574	0.000	jiné
	<i>Salix alba</i>	0.000	0.000	0.000	2.917	0.000	0.000	0.000	2.574	0.000	<i>Salicetea purpureae</i>
	<i>Salix nigricans agg.</i>	0.111	0.000	0.000	0.000	0.186	0.000	0.200	0.169	0.000	jiné
E <sub>2</sub>	<i>Alnus glutinosa</i>	0.000	1.771	1.042	0.000	0.000	8.438	0.000	0.500	1.563	<i>Alnetea glutinosae</i>
	<i>Betula pendul</i>	0.000	0.833	0.000	0.938	0.000	0.625	0.000	0.000	0.000	<i>Epilobietea angustifolii</i>
	<i>Salix caprea</i>	3.333	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	1.100	0.000	<i>Epilobietea angustifolii</i>
	<i>Salix cinerea</i>	0.000	0.000	0.000	0.000	0.374	0.000	0.296	0.257	0.000	<i>Alnetea glutinosae</i>
E <sub>1</sub>	<i>Agrostis capillaris</i>	0.056	0.000	0.000	0.000	0.069	0.000	0.073	0.061	0.063	<i>Trifolio-Geranietea sanguinei</i>
	<i>Agrostis stolonifera</i>	0.000	0.125	0.000	0.000	0.531	0.024	0.494	0.424	0.000	jiné
	<i>Alisma plantago-aquatica</i>	0.111	0.063	0.000	0.000	0.187	0.000	0.202	0.172	0.000	<i>Phragmitetea</i>
	<i>Alopecurus pratensis</i>	0.000	0.063	0.000	0.000	0.014	0.000	0.045	0.037	0.000	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>
	<i>Artemisia vulgaris</i>	0.000	0.000	0.056	0.000	0.058	0.000	0.046	0.039	0.000	<i>Artemisietea vulgaris</i>
	<i>Barbarea vulgaris</i>	0.167	0.000	0.028	0.000	0.172	0.000	0.142	0.124	0.031	<i>Artemisietea vulgaris</i>
	<i>Bidens tripartitus</i>	0.444	0.063	0.083	0.083	0.655	0.071	0.710	0.541	0.094	<i>Bidentetea tripartiti</i>
	<i>Butomus umbellatus</i>	0.000	0.000	0.000	0.000	0.468	0.000	0.371	0.328	0.000	<i>Potametea</i>
	<i>Calamagrostis epigejos</i>	0.111	0.094	0.389	0.000	1.147	0.000	1.048	0.849	0.000	<i>Epilobietea angustifolii</i>
	<i>Calystegia sepium</i>	0.056	0.000	0.111	0.083	0.715	0.000	0.585	0.485	0.188	<i>Artemisietea vulgaris</i>
	<i>Cardamine amara</i>	0.056	0.000	0.000	0.000	0.034	0.000	0.044	0.037	0.000	<i>Mentio-Cardaminetea</i>
	<i>Carex brizoides</i>	0.000	0.125	0.000	0.125	0.997	0.214	0.926	0.775	0.000	jiné
	<i>Carex pseudocyperus</i>	0.000	0.000	0.000	0.000	0.068	0.000	0.054	0.048	0.000	<i>Phragmitetea</i>
	<i>Carex riparia</i>	0.000	0.000	0.000	0.000	0.200	0.000	0.159	0.139	0.063	<i>Phragmitetea</i>
	<i>Carex rostrata</i>	0.000	0.000	0.000	0.000	0.094	0.000	0.075	0.064	0.000	<i>Phragmitetea</i>
	<i>Ceratophyllum demersum</i>	0.000	0.000	0.667	0.750	10.19	0.000	8.103	6.821	0.000	<i>Potametea</i>
	<i>Cirsium arvense</i>	0.056	0.000	0.000	0.000	0.083	0.000	0.085	0.071	0.000	<i>Artemisietea vulgaris</i>
	<i>Cirsium palustre</i>	0.000	0.000	0.000	0.000	0.232	0.095	0.194	0.162	0.000	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>
	<i>Cornus mas</i>	0.000	0.000	0.000	0.000	0.083	0.000	0.066	0.055	0.063	jiné
	<i>Dryopteris filix-mas</i>	0.000	0.031	0.000	0.000	0.027	0.024	0.057	0.047	0.000	<i>Quercio-Fagetea</i>
	<i>Echinochloa crus-galli</i>	0.000	0.000	0.000	0.000	0.109	0.000	0.086	0.075	0.031	<i>Stelarietea mediae</i>
	<i>Eleocharis acicularis</i>	0.500	0.094	0.000	0.000	0.292	0.000	0.444	0.379	0.000	<i>Littorelletea uniflorae</i>

Mgr. Łukasz Pierzchała: Studium závislostí mezi hydrochemickými parametry  
a charakterem vegetace zvodnělých poklesových kotlin

<i>Eleocharis palustris</i>	0.056	0.125	0.000	0.000	0.499	0.095	0.637	0.528	0.000	<i>Phragmitetea</i>
<i>Elodea canadensis</i>	0.000	0.000	0.000	0.000	0.115	0.000	0.091	0.080	0.000	jiné
<i>Epilobium dodonaei</i>	0.000	0.000	0.056	0.000	0.100	0.000	0.080	0.067	0.000	jiné
<i>Epilobium hirsutum</i>	0.000	0.063	0.000	0.000	0.060	0.000	0.081	0.068	0.000	<i>Artemisietea vulgaris</i>
<i>Equisetum arvense</i>	0.056	0.000	0.000	0.000	0.123	0.000	0.115	0.101	0.000	<i>Agropyretea</i>
<i>Erigeron annuus</i>	0.000	0.000	0.000	0.000	0.102	0.048	0.084	0.071	0.000	jiné
<i>Eupatorium cannabinum</i>	0.000	0.063	0.000	0.000	0.067	0.000	0.086	0.072	0.000	<i>Artemisietea vulgaris</i>
<i>Frangula alnus</i>	0.000	0.000	0.000	0.000	0.067	0.048	0.056	0.047	0.000	jiné
<i>Galium palustre</i>	0.000	0.063	0.000	0.000	0.071	0.000	0.090	0.075	0.000	<i>Phragmitetea</i>
<i>Galium uliginosum</i>	0.056	0.000	0.000	0.000	0.307	0.143	0.258	0.216	0.063	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>
<i>Glechoma hederacea</i>	0.000	0.000	0.000	0.000	0.113	0.000	0.090	0.075	0.063	<i>Artemisietea vulgaris</i>
<i>Glyceria maxima</i>	0.000	0.188	0.000	0.000	0.208	0.000	0.549	0.459	0.063	<i>Phragmitetea</i>
<i>Iris pseudacorus</i>	0.000	0.000	0.000	0.000	0.354	0.000	0.281	0.245	0.000	<i>Phragmitetea</i>
<i>Juncus articulatus</i>	0.000	0.063	0.000	0.000	0.125	0.000	0.153	0.128	0.000	<i>Scheuchzerio-Caricetea nigrae</i>
<i>Juncus bufonius</i>	0.000	0.000	0.000	0.000	0.272	0.000	0.219	0.183	0.000	<i>Littorelletea uniflorae</i>
<i>Juncus effusus</i>	0.000	0.406	0.028	0.000	1.261	0.357	1.742	1.465	0.094	<i>Phragmitetea</i>
<i>Lemna minor</i>	0.000	0.000	0.111	0.250	0.956	0.000	0.759	0.635	0.000	<i>Lemnetea</i>
<i>Lycopus europaeus</i>	0.111	0.000	0.222	0.000	0.931	0.238	0.826	0.703	0.313	<i>Alnetea glutinosae</i>
<i>Lysimachia nummularia</i>	0.111	0.438	0.111	0.208	2.145	0.143	1.947	1.635	0.250	<i>Phragmitetea</i>
<i>Lysimachia vulgaris</i>	0.111	0.000	0.000	0.000	0.654	0.071	0.569	0.488	0.125	<i>Phragmitetea</i>
<i>Lythrum salicaria</i>	0.333	0.188	0.000	0.000	1.094	0.048	1.078	0.912	0.500	<i>Phragmitetea</i>
<i>Milium effusum</i>	0.000	0.000	0.000	0.000	0.157	0.048	0.128	0.107	0.000	<i>Quercu-Fagetea</i>
<i>Myosotis palustris</i> agg.	0.000	0.000	0.000	0.000	0.116	0.024	0.094	0.079	0.000	<i>Phragmitetea</i>
<i>Myriophyllum spicatum</i>	0.000	0.000	0.139	0.000	3.509	0.000	2.840	2.384	0.000	<i>Potametea</i>
<i>Najas marina</i>	0.000	0.000	0.000	0.000	5.889	0.000	4.672	3.995	0.125	<i>Potametea</i>
<i>Najas minor</i>	0.000	0.000	0.000	0.000	2.233	0.000	1.771	1.533	0.000	<i>Potametea</i>
<i>Nymphaea alba</i>	0.000	0.000	0.000	0.000	0.276	0.000	0.219	0.185	0.000	<i>Potametea</i>
<i>Persicaria amphibia</i>	0.000	0.000	0.000	0.083	0.874	0.000	0.700	0.590	0.313	<i>Potametea</i>
<i>Persicaria maculosa</i>	0.222	0.000	0.000	0.000	0.265	0.000	0.248	0.216	0.000	jiné
<i>Phalaris arundinacea</i>	0.000	0.781	0.167	0.000	5.267	0.024	5.249	4.450	0.438	<i>Phragmitetea</i>
<i>Phragmites australis</i>	0.222	0.000	0.444	0.000	6.331	0.250	5.104	4.289	0.125	<i>Phragmitetea</i>
<i>Plantago major</i>	0.278	0.000	0.000	0.000	0.168	0.000	0.171	0.130	0.063	jiné
<i>Poa annua</i>	0.000	0.063	0.000	0.042	0.169	0.000	0.184	0.154	0.000	<i>Artemisietea vulgaris</i>
<i>Poa palustris</i>	0.000	0.000	0.000	0.000	0.228	0.048	0.184	0.158	0.031	<i>Phragmitetea</i>
<i>Polygonum aviculare</i>	0.111	0.000	0.000	0.000	0.167	0.000	0.134	0.115	0.000	<i>Stelarietea mediae</i>
<i>Polygonatum latifolium</i>	0.222	0.000	0.000	0.000	0.260	0.000	0.277	0.220	0.094	jiné
<i>Potamogeton crispus</i>	0.000	0.000	0.000	0.000	0.238	0.000	0.189	0.167	0.000	<i>Potametea</i>
<i>Potamogeton lucens</i>	0.000	0.000	0.000	0.000	0.482	0.000	0.382	0.324	0.000	<i>Potametea</i>
<i>Potamogeton natans</i>	0.000	0.000	0.000	0.000	1.184	0.381	0.966	0.812	0.000	<i>Potametea</i>
<i>Potamogeton nodosus</i>	0.000	0.000	0.000	0.000	0.579	0.000	0.459	0.405	0.000	jiné
<i>Potamogeton obtusifolius</i>	0.000	0.000	0.000	0.000	0.154	0.000	0.122	0.104	0.000	<i>Potametea</i>
<i>Potamogeton pectinatus</i>	0.000	0.000	0.000	0.000	0.177	0.000	0.141	0.119	0.000	<i>Potametea</i>

a charakterem vegetace zvodnělých poklesových kotlin

	<i>Potentilla anserina</i>	0.333	0.000	0.000	0.000	0.308	0.000	0.368	0.302	0.000	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>
	<i>Ranunculus aquatilis</i>	0.000	0.000	0.000	0.000	0.333	0.000	0.264	0.228	0.000	<i>Potametea</i>
	<i>Ranunculus lingua</i>	0.000	0.031	0.000	0.000	0.167	0.000	0.133	0.111	0.000	<i>Phragmitetea</i>
	<i>Ranunculus repens</i>	0.056	0.000	0.000	0.000	0.185	0.000	0.164	0.137	0.063	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>
	<i>Rubus caesius</i>	0.000	0.094	0.000	0.000	0.371	0.048	0.383	0.322	0.125	jiné
	<i>Rubus idaeus</i>	0.000	0.000	0.000	0.000	0.325	0.048	0.262	0.219	0.000	<i>Epilobietea angustifolii</i>
	<i>Rumex maritimus</i>	0.000	0.000	0.000	0.000	0.304	0.000	0.241	0.202	0.125	<i>Caklietea martimae</i>
	<i>Rumex obtusifolius</i>	0.000	0.000	0.000	0.000	0.235	0.000	0.186	0.161	0.000	<i>Artemisietea vulgaris</i>
	<i>Sagittaria sagittifolia</i>	0.000	0.000	0.000	0.000	0.196	0.000	0.156	0.132	0.000	<i>Phragmitetea</i>
	<i>Salix caprea</i>	0.000	0.031	0.000	0.000	0.288	0.000	0.245	0.211	0.000	<i>Epilobietea angustifolii</i>
	<i>Schoenoplectus lacustris</i>	0.000	0.000	0.000	0.000	0.206	0.000	0.163	0.136	0.063	<i>Phragmitetea</i>
	<i>Scirpus sylvaticus</i>	0.111	0.063	0.000	0.000	0.564	0.000	0.606	0.451	0.000	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>
	<i>Scutellaria galericulata</i>	0.000	0.000	0.000	0.000	0.188	0.000	0.149	0.126	0.000	<i>Phragmitetea</i>
	<i>Solanum dulcamara</i>	0.000	0.000	0.000	0.000	0.797	0.048	0.639	0.545	0.094	<i>Alnetea glutinosae</i>
	<i>Solidago canadensis</i>	0.000	0.000	0.000	0.000	0.067	0.048	0.056	0.047	0.000	<i>Artemisietea vulgaris</i>
	<i>Sparganium angustifolium</i>	0.000	0.000	0.000	0.000	0.301	0.000	0.242	0.207	0.000	<i>Littorelletea uniflorae</i>
	<i>Sparganium emersum</i>	0.000	0.000	0.000	0.000	0.390	0.143	0.320	0.268	0.000	<i>Phragmitetea</i>
	<i>Symphytum officinale</i>	0.111	0.000	0.000	0.042	0.231	0.000	0.185	0.155	0.000	jiné
	<i>Tanacetum vulgare</i>	0.222	0.000	0.111	0.000	0.285	0.000	0.247	0.206	0.000	<i>Artemisietea vulgaris</i>
	<i>Typha angustifolia</i>	0.000	0.031	0.000	0.000	0.638	0.000	0.539	0.461	0.063	<i>Phragmitetea</i>
	<i>Typha latifolia</i>	0.000	0.094	0.000	0.000	0.561	0.048	0.549	0.465	0.000	<i>Phragmitetea</i>
	<i>Urtica dioica</i>	0.111	0.000	0.000	0.042	0.563	0.048	0.459	0.384	0.125	<i>Artemisietea vulgaris</i>
	<i>Utricularia vulgaris</i>	0.000	0.000	0.000	0.000	1.174	0.000	0.932	0.833	0.000	<i>Potametea</i>
	<i>Vicia cracca</i>	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.017	0.000	0.000	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>
E <sub>0</sub>	<i>Sphagnum sp.</i>	0.000	0.000	0.000	0.000	0.608	0.095	0.049	0.041	0.000	